

ÉVALUATION DU DANGER ÉCOTOXICOLOGIQUE DU BUTYLPHÉNOL ET DE  
L'OCTYLPHÉNOL ET PROPOSITION DE SOLUTIONS ADAPTÉES

Par  
Cathy Veillette

Essai présenté au Centre universitaire de formation  
en environnement et développement durable en vue  
de l'obtention du grade de maître en environnement (M. Env.)

Sous la direction de Madame Nathalie Paquet

MAÎTRISE EN ENVIRONNEMENT  
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Juillet 2018

## SOMMAIRE

Mots clés : alkylphénol, butylphénol, octylphénol, écotoxicologie, perturbateurs endocriniens, féminisation, dangers environnementaux, organismes aquatiques, substances alternatives, indice PBT

Les alkylphénols sont des composés à haut rendement, économiques et utilisés dans une grande variété de produits, notamment dans les détergents, les peintures et les résines. En raison de leur utilisation massive, ces composés sont rejetés en quantité importante dans l'environnement, principalement dans les milieux aquatiques. Il a été démontré qu'un produit de cette famille, le nonylphénol, possède un potentiel toxicologique en tant que perturbateur endocrinien. Bien que l'utilisation du nonylphénol ait été restreinte au Canada en 2001, les autres composés de la famille des alkylphénols (exemple : butylphénol et octylphénol) ne possèdent toujours pas de restriction, malgré leurs propriétés physico-chimiques et toxicologiques similaires, ce qui soulève des inquiétudes dans la communauté scientifique.

Dans ce contexte, l'objectif principal de cet essai est d'évaluer le danger écotoxicologique du butylphénol et de l'octylphénol pour le milieu aquatique et de proposer des solutions adaptées. Afin d'y parvenir, huit objectifs spécifiques ont été établis. Ils consistent à présenter la législation régissant les rejets d'alkylphénols ; décrire leurs propriétés physico-chimiques ; dresser un portrait de la production, de l'utilisation et des sources de rejets des alkylphénols ; détailler leur comportement et leur devenir dans les différents compartiments environnementaux ; évaluer l'ampleur de la contamination des alkylphénols dans l'environnement ; évaluer leur toxicité sur les organismes aquatiques ; évaluer le danger écotoxicologique des alkylphénols et proposer différentes solutions pour minimiser ou éliminer les risques environnementaux de ces composés, les comparer et recommander les options les plus pertinentes. Les réponses à ces objectifs sont détaillées dans des chapitres respectifs, soit du chapitre 2 à 9.

À la suite de la revue de littérature, une analyse du danger écotoxicologique du butylphénol et de l'octylphénol a été réalisée. Les résultats obtenus montrent que l'octylphénol représente un danger écotoxicologique élevé pour les écosystèmes aquatiques, compte tenu de son caractère persistant, bioaccumulable et toxique. Bien que le butylphénol représente un faible danger pour l'environnement aquatique, une attention particulière devrait tout de même lui être portée en raison des réponses œstrogéniques observées chez les organismes aquatiques exposés à ce composé. Ainsi, les solutions recommandées en lien avec la problématique étudiée dans le cadre de cet essai sont d'utiliser des substances alternatives, d'améliorer les technologies en place pour traiter les alkylphénols dans les stations d'épuration et d'instaurer une réglementation plus sévère. Il est également conseillé de mettre à jour l'information concernant les concentrations environnementales de ces composés et d'approfondir les connaissances actuelles, notamment sur les effets à long terme du butylphénol et de l'octylphénol.

## REMERCIEMENTS

Tout d'abord, j'adresse mes sincères remerciements à ma directrice, Nathalie Paquet, pour m'avoir guidée et soutenue tout au long de la rédaction de mon essai. Son expertise, ses précieux conseils et commentaires ainsi que sa disponibilité ont été grandement appréciés et m'ont permis de mener à bien ce projet. Notre collaboration fut un véritable plaisir.

Ensuite, j'aimerais prendre le temps de remercier tout particulièrement Loanah pour la relecture et les mots positifs, mais principalement pour avoir été une amie exceptionnelle et toujours à mes côtés durant cette maîtrise. Merci à Stéphanie pour son écoute et son soutien sans faille qui ont largement aidé à me motiver lors des périodes plus difficiles. Merci à mes coloc et mes amis qui m'ont fait rire et qui m'ont appuyée dans cette démarche par leurs nombreux encouragements. Vous avez tous coloré mon quotidien et vous m'avez permis de traverser ces dernières années avec un sourire.

Un merci tout spécial à mon amoureux Maxime qui a cru en moi du début jusqu'à la fin de mon parcours scolaire et qui a fait preuve d'une patience et d'une compréhension hors pair.

Pour finir, je remercie chaleureusement mes parents, Lucie et Benoit, qui m'ont toujours fait confiance et couverte de leur support, de leurs encouragements et d'un amour inconditionnel. Sans vous, ces années universitaires n'auraient pas été possibles.

## TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION.....	1
1. IDENTIFICATION DES ALKYLPHÉNOLS .....	4
2. ASPECTS LÉGISLATIFS .....	7
2.1 Législation au Canada .....	7
2.1.1 Législation au Québec.....	8
2.2 Législations à l'échelle mondiale .....	9
2.3 Critères de qualité de l'eau selon les législations.....	11
3. PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES.....	13
4. PRODUCTION, UTILISATION ET SOURCES DE REJETS .....	15
4.1 Production .....	15
4.1.1 Procédés de production .....	16
4.2 Utilisation.....	16
4.2.1 Utilisation du butylphénol.....	18
4.2.2 Utilisation de l'octylphénol.....	19
4.3 Sources de rejets.....	22
4.3.1 Émissions atmosphériques .....	23
4.3.2 Émissions vers le sol .....	23
4.3.3 Émissions vers les eaux.....	23
4.3.4 Rejets de nonylphénols et de leurs dérivés éthoxylés déclarés à l'INRP .....	24
5. COMPORTEMENT ET DEVENIR ENVIRONNEMENTAL.....	25
5.1 Distribution du butylphénol et de l'octylphénol dans l'environnement.....	26
5.2 Devenir des alkylphénols dans l'atmosphère .....	26
5.3 Devenir des alkylphénols dans les sols et les sédiments .....	27
5.4 Devenir des alkylphénols dans l'eau .....	28
5.4.1 Dégradation des alkylphénols par les stations d'épuration des eaux usées.....	29
5.5 Persistance des alkylphénols .....	31

5.6 Devenir des alkylphénols dans les biotes .....	32
5.6.1 Métabolisation et excrétion chez les organismes supérieurs.....	34
6. CONCENTRATIONS ENVIRONNEMENTALES .....	35
6.1 Concentrations environnementales des alkylphénols dans les milieux atmosphériques .....	35
6.2 Concentrations environnementales des alkylphénols dans les boues, les matières en suspension, les sédiments et les sols .....	36
6.3 Concentrations environnementales des alkylphénols dans le milieu aquatique .....	39
6.4 Concentrations environnementales des alkylphénols dans les eaux usées .....	41
6.5 Concentrations environnementales des alkylphénols dans les biotes.....	43
7. TOXICITÉ CHEZ LES ORGANISMES AQUATIQUES .....	47
7.1 Toxicité aiguë.....	47
7.1.1 Butylphénol .....	47
7.1.2 Octylphénol .....	48
7.2 Toxicité chronique.....	50
7.2.1 Butylphénol .....	51
7.2.2 Octylphénol .....	51
7.3 Potentiel de perturbation endocrinienne.....	53
7.3.1 Effets sur la différenciation et le développement des organes sexuels .....	55
7.3.2 Effets sur le succès reproducteur et le développement larvaire .....	56
7.4 Potentiel génotoxique.....	58
8. ÉVALUATION DU DANGER ÉCOTOXICOLOGIQUE .....	59
8.1 Critères de classification .....	61
8.1.1 Critères du MDDEFP .....	61
8.1.2 Critères de la LCPE.....	62
8.1.3 Critères de l'US EPA .....	62
8.1.4 Critères du gouvernement suédois .....	62
8.2 Butylphénol.....	63

8.2.1 Évaluation selon les critères du MDDEFP .....	63
8.2.2 Évaluation selon les critères de la LCPE .....	64
8.2.3 Évaluation selon les critères de l'US EPA .....	64
8.2.4 Évaluation selon les critères du gouvernement suédois .....	65
8.2.5 Sommaire de l'évaluation du danger écotoxicologique du butylphénol .....	65
8.3 Octylphénol .....	65
8.3.1 Évaluation selon les critères du MDDEFP .....	66
8.3.2 Évaluation selon les critères de la LCPE .....	66
8.3.3 Évaluation selon les critères de l'US EPA .....	67
8.3.4 Évaluation selon les critères du gouvernement suédois .....	68
8.3.5 Sommaire de l'évaluation du danger écotoxicologique de l'octylphénol .....	68
8.4 Incertitudes .....	69
9. PROPOSITION DE SOLUTIONS ADAPTÉES .....	71
9.1 Utilisation de substances alternatives .....	71
9.1.1 Alcools éthoxylés .....	72
9.1.2 Surfactants à base de glucose .....	72
9.1.3 Autres substances alternatives pour usages spécifiques .....	73
9.2 Amélioration des technologies .....	73
9.3 Instauration d'une réglementation plus sévère .....	75
9.4 Connaissances complémentaires nécessaires .....	76
9.5 Résumé des recommandations .....	77
CONCLUSION .....	78
RÉFÉRENCES .....	80

## LISTE DES TABLEAUX

Figure 1.1	Structure moléculaire générale des alkylphénols.....	4
Figure 1.2	Structure moléculaire générale des alkylphénols éthoxylés.....	4
Figure 4.1	Quantités déclarées annuellement de nonylphénol et de ses dérivés éthoxylés utilisés dans des produits fabriqués sur place ou importés par l'ensemble des installations .....	18
Figure 5.1	Interactions entre les différents compartiments environnementaux et anthropiques .....	25
Figure 5.2	Biodégradation des alkylphénols éthoxylés .....	30
Figure 7.1	Structure du 17 $\beta$ -œstradiol comparée à celles du nonylphénol et de l'octylphénol.....	53
Tableau 1.1	Nomenclature des alkylphénols.....	5
Tableau 1.2	Identification des alkylphénols d'intérêt pour la présente étude .....	6
Tableau 2.1	Critères sur la qualité de l'eau pour le butylphénol, l'octylphénol et le nonylphénol .....	12
Tableau 3.1	Principales propriétés physico-chimiques du butylphénol, de l'octylphénol et du nonylphénol .....	14
Tableau 4.1	Production annuelle des nonylphénols et de leurs dérivés éthoxylés selon le pays.....	15
Tableau 4.2	Principaux secteurs industriels utilisateurs du nonylphénol et de ses dérivés éthoxylés au Canada à la fin des années 1990 et au début des années 2000.....	17
Tableau 4.3	Résumé des applications du butylphénol et de l'octylphénol.....	21
Tableau 4.4	Rejets de nonylphénols et de leurs dérivés éthoxylés déclarés à l'INRP de 2007 à 2016 (en tonnes).....	24
Tableau 5.1	Répartition environnementale potentielle du butylphénol et de l'octylphénol obtenue à partir d'un modèle générique de fugacité (niveau Mackay III) .....	26
Tableau 5.2	Détermination de la persistance selon le <i>Règlement sur la persistance et la bioaccumulation</i> et demi-vie du butylphénol et de l'octylphénol dans différents milieux .....	31
Tableau 5.3	Facteur de bioconcentration du butylphénol et de l'octylphénol.....	33
Tableau 5.4	Détermination de la bioaccumulation selon le <i>Règlement sur la persistance et la bioaccumulation</i> .....	33
Tableau 6.1	Concentrations de butylphénols mesurées dans l'air extérieur.....	35
Tableau 6.2	Concentrations d'octylphénols mesurées dans l'air extérieur .....	36
Tableau 6.3	Concentrations de butylphénols mesurées dans les boues, les matières en suspension, les sédiments et les sols .....	37
Tableau 6.4	Concentrations d'octylphénols mesurées dans les boues, les matières en suspension, les sédiments et les sols .....	37

Tableau 6.5	Concentrations de butylphénols mesurées dans le milieu aquatique.....	39
Tableau 6.6	Concentrations d’octylphénols mesurées dans le milieu aquatique.....	40
Tableau 6.7	Concentrations de butylphénols mesurées dans les eaux usées.....	42
Tableau 6.8	Concentrations d’octylphénols mesurées dans les eaux usées.....	42
Tableau 6.9	Concentrations de butylphénols mesurées dans les biotes .....	44
Tableau 6.10	Concentrations d’octylphénols mesurées dans les biotes .....	45
Tableau 7.1	Toxicité aiguë du butylphénol chez différents organismes aquatiques .....	48
Tableau 7.2	Toxicité aiguë de l’octylphénol chez différents organismes aquatiques .....	49
Tableau 7.3	Toxicité chronique du butylphénol chez différents organismes aquatiques .....	51
Tableau 7.4	Toxicité chronique de l’octylphénol chez différents organismes aquatiques .....	52
Tableau 7.5	Pouvoir œstrogénique du nonylphénol, de l’octylphénol et du butylphénol par rapport au 17β-œstradiol.....	54
Tableau 8.1	Critères d’évaluation du danger écotoxicologique selon quatre cadres différents .....	60
Tableau 8.2	Résumé de l’indice PBT du butylphénol selon les quatre cadres.....	65
Tableau 8.3	Résumé de l’indice PBT de l’octylphénol selon les quatre cadres.....	69



## LISTE DES ACRONYMES, DES SYMBOLES ET DES SIGLES

Anses	Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail
CAS	<i>Chemical Abstracts Service</i>
CCC	<i>Criteria Continuous Concentration</i>
CCME	<i>Canadian Council of Ministers of the Environment</i>
CE <sub>50</sub>	Concentration effective d'une substance entraînant un effet sur 50 % des individus exposés
CEAEQ	Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
CI <sub>50</sub>	Concentration d'un composé nécessaire pour inhiber de 50 % un effet observé
CL <sub>50</sub>	Concentration d'un composé entraînant la mort de 50 % des organismes expérimentaux
CMC	<i>Criteria Maximum Concentration</i>
CNESST	Commission des normes, de l'équité, de la santé et de la sécurité du travail
CSEO	Concentration sans effet observable
CVAA	Critère de vie aquatique aiguë
CVAC	Critère de vie aquatique chronique
DCE	Directive Cadre sur l'eau
DEFRA	<i>Department for Environment Food and Rural Affairs</i>
DEPA	<i>Danish Environmental Protection Agency</i>
ECHA	<i>European Chemicals Agency</i>
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
EU	<i>European Union</i>
FBA	Facteur de bioaccumulation
FBC	Facteur de bioconcentration
HELCOM	<i>Helsinki Commission</i>
INERIS	Institut national de l'environnement industriel et des risques
INRP	Inventaire national des rejets de polluants
IPCS	<i>International Programme on Chemical Safety</i>
JME	<i>Japanese Ministry of Environment</i>
JORF	Journal Officiel de la République Française
JOUE	Journaux Officiels de l'Union Européenne
Koc	Coefficient de partage carbone organique/eau
Koe	Coefficient de partage octanol/eau

LCPE	<i>Loi canadienne sur la protection de l'environnement</i>
LD	Limite de détection
LII	<i>Legal Information Institute</i>
Log	Logarithme
LQE	<i>Loi sur la qualité de l'environnement</i>
MDDEFP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs
MDDELCC	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
ND	Non déterminé
NIVA	<i>Norwegian Institute for Water Research</i>
NQE	Norme de qualité environnementale
NQE-CMA	Norme de qualité environnementale exprimée en concentration maximale admissible
NQE-MA	Norme de qualité environnementale exprimée en valeur moyenne annuelle
OCDE	Organisation de coopération et de développement économiques
OFEV	Office fédéral de l'environnement
PBT	Persistance-bioaccumulation-toxicité
REACH	Enregistrement, évaluation, autorisation et restriction des substances chimiques
RESAEU	<i>Règlement sur les effluents des systèmes d'assainissement des eaux usées</i>
ROMAEU	<i>Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées</i>
SUBSPORT	<i>Substitution Support Portal</i>
SVHC	Substances extrêmement préoccupantes
TOXNET	<i>Toxicology Data Network</i>
TSCA	<i>Toxic Substances Control Act</i>
US EPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
YES	<i>Yeast Estrogeny Screen</i>

## LEXIQUE

Antagoniste	La réponse est inférieure à la somme des réponses des substances prises individuellement (Commission des normes, de l'équité, de la santé et de la sécurité du travail [CNESST], 2016).
Bioaccumulation	Accumulation progressive d'une substance chimique dans un organisme vivant exposé à des contaminants (R. Van Coillie, notes de cours ENV 789, 2007).
Bioamplification	Augmentation progressive de la concentration d'une substance chimique lors de la progression dans la hiérarchie de la chaîne alimentaire (R. Van Coillie, notes de cours ENV 789, 2007).
Bioconcentration	Bioaccumulation s'effectuant uniquement à partir du milieu abiotique (R. Van Coillie, notes de cours ENV 789, 2007).
Élimination virtuelle	Stratégie d'ensemble qui exige diverses approches – certaines préventives, d'autres correctives – pour contrôler ou éliminer les apports et la contamination sur place. C'est un objectif qui vise la prévention de la pollution par les produits chimiques toxiques (Williams, 2006).
Polyploïdie	Anomalie chromosomique d'organismes possédant plus de deux jeux complets de chromosomes (Campbell et Reece, 2007).
Potentialisation	Elle se produit lorsqu'une substance ayant peu ou pas de toxicité augmente la réponse d'une autre substance (CNESST, 2016).
Synergie	La réponse est supérieure à la somme des réponses des substances prises individuellement (CNESST, 2016).
Vulcanisation	Opération consistant à relier entre elles les macromolécules d'un élastomère de façon à empêcher que, par écoulement visqueux, il ne prenne des déformations permanentes (Larousse, s. d.).

## INTRODUCTION

Ces dernières années, de nombreuses études ont rapporté la présence d'alkylphénols dans l'environnement, principalement en raison de leur large spectre d'utilisation et de l'absence de traitement adapté dans les stations d'épuration. Ces composés sont produits en grande quantité afin de servir d'intermédiaires dans la fabrication d'agents tensioactifs et de résines phénoliques. (Becue et Nguyen, 2005) Ils peuvent également agir à titre de détergents, d'émulsifiants, d'agents mouillants, de dispersants ou de solubilisants (Soares, Guieysse, Jefferson, Cartmell et Lester, 2008). Leur efficacité à ces rôles a rendu les alkylphénols fortement utilisés dans de nombreuses applications industrielles, commerciales et domestiques (Priac et al., 2014). Ils sont aussi formés lors de la dégradation des alkylphénols éthoxylés. Ainsi, ces substances peuvent se retrouver massivement dans l'environnement. Il n'existe pas d'exemple de synthèse naturelle des alkylphénols, de ce fait, ces produits sont exclusivement de source anthropique. (Becue et Nguyen, 2005 ; OSPAR Commission, 2006)

Les principales préoccupations environnementales soulevées par l'utilisation des alkylphénols portent sur la présence de ces composés dans l'eau de surface, les risques potentiels qu'ils représentent pour la vie aquatique, ainsi que pour les consommateurs d'eau potable. Les alkylphénols sont très lipophiles et persistants (Institut national de l'environnement industriel et des risques [INERIS], 2017). Une bioaccumulation de ces substances a été observée chez les poissons et les algues (Servos, 1999). De plus, il a été démontré que certaines molécules de cette classe possèdent un potentiel toxicologique en tant que perturbateur endocrinien (INERIS, 2017). En effet, le nonylphénol et ses dérivés éthoxylés ont été identifiés comme étant des perturbateurs endocriniens ayant des impacts néfastes sur les écosystèmes aquatiques. Cela a engendré l'ajout du nonylphénol et de ses dérivés éthoxylés à l'annexe 1 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE), en juin 2001 (Gauthier et al., 2013). Les autres composés de la famille des alkylphénols, tels que le butylphénol et l'octylphénol, sont faiblement documentés et peu contrôlés, malgré qu'ils pourraient également représenter un danger pour l'environnement. En effet, le rapport sur l'évaluation du risque des nonylphénols, publié par Environnement Canada et Santé Canada (2001), met en garde contre la substitution des nonylphénols par d'autres alkylphénols, puisque certains comme les octylphénols possèdent des propriétés chimiques et toxicologiques semblables. En effet, l'octylphénol a des propriétés œstrogéniques similaires au nonylphénol, de sorte que son utilisation pourrait également avoir des effets négatifs sur l'environnement (Canadian Council of Ministers of the Environment [CCME], 2002 ; Environnement Canada, 2004b).

Il semble donc pertinent d'acquérir des connaissances sur le potentiel de danger du butylphénol et de l'octylphénol pour être en mesure d'établir les risques associés à ceux-ci pour le milieu aquatique et d'ainsi proposer des solutions adaptées pour minimiser ou éliminer ces risques environnementaux.

Par conséquent, l'objectif général de cette production de fin d'études est d'évaluer le danger écotoxicologique du butylphénol et de l'octylphénol pour le milieu aquatique et de proposer des solutions adaptées. Cet objectif est accompagné des huit objectifs spécifiques suivants : présenter la législation régissant les rejets d'alkylphénols ; décrire les propriétés physico-chimiques des alkylphénols ; dresser un portrait de la production, de l'utilisation et des sources de rejets des alkylphénols ; détailler le comportement et le devenir des alkylphénols dans les différents compartiments environnementaux ; évaluer l'ampleur de la contamination des alkylphénols dans l'environnement ; évaluer la toxicité des alkylphénols sur les organismes aquatiques ; évaluer le danger écotoxicologique des alkylphénols et identifier différentes solutions pour minimiser ou éliminer les risques environnementaux des alkylphénols, les comparer et recommander les options les plus pertinentes.

Cet essai se limite à l'étude du butylphénol et de l'octylphénol, puisque ces derniers sont des alkylphénols couramment utilisés commercialement. Une généralisation aux autres alkylphénols est irréalisable en raison des différentes formes isomériques.

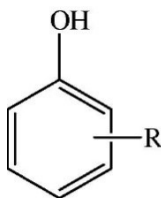
Pour réaliser une analyse complète, une méthodologie rigoureuse a été adoptée. La revue de littérature sur les alkylphénols a été accomplie en consultant des articles scientifiques issus de revues spécialisées, avec révision par les pairs et des rapports scientifiques d'experts en environnement. La consultation de divers professionnels travaillant au ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), notamment ceux du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ), a également été réalisée. Afin d'assurer la qualité et la validité des sources, des critères d'analyse ont été sélectionnés à partir de la section *Analyser l'information* de l'Infosphère UQAM (s. d.). Les sources ont été évaluées selon quatre critères, lesquelles sont l'exactitude et la pertinence de l'information, la crédibilité et la notoriété de l'auteur, l'objectivité de l'information et le caractère actuel de l'information.

Cet essai se divise en neuf sections. Le premier chapitre traite de la classification et de la nomenclature utilisées pour identifier les différents composés de la vaste famille des alkylphénols. Le deuxième chapitre porte sur la législation actuelle des alkylphénols au Canada et à l'échelle mondiale. Le troisième chapitre décrit les propriétés physico-chimiques du butylphénol et de l'octylphénol, comparativement au nonylphénol. Le quatrième chapitre aborde les divers procédés de production, les principaux usages des alkylphénols ainsi que les sources de rejets dans l'environnement, tandis que le cinquième chapitre détaille leur comportement et leur cheminement dans les différents compartiments environnementaux. Le sixième chapitre porte sur l'ampleur de la contamination environnementale par ces alkylphénols, en rapportant les différentes concentrations mesurées dans les milieux au cours des dernières années. Puis, le septième chapitre présente la toxicité du butylphénol et de l'octylphénol sur les organismes, en précisant leurs mécanismes de toxicité, ainsi que les effets aigus et chroniques de ces substances. Le huitième chapitre

consiste en l'évaluation du danger écotoxicologique du butylphénol et de l'octylphénol. Les incertitudes de l'analyse sont ensuite présentées. Finalement, le neuvième chapitre propose des solutions qui devraient être mises en place pour minimiser ou éliminer les risques environnementaux liés à ces alkylphénols. Les diverses solutions sont comparées selon plusieurs critères et les options les plus pertinentes sont retenues, desquelles découlent des recommandations.

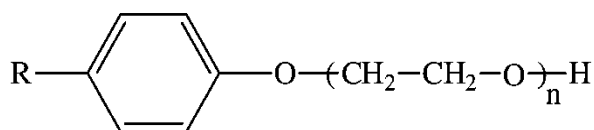
## 1. IDENTIFICATION DES ALKYLPHÉNOLS

Les alkylphénols sont des composés chimiques dont la structure de base est constituée d'un cycle phénol avec un groupe hydroxyle et une chaîne alkyle (figure 1.1). Un groupe alkyle est un groupe fonctionnel ou une chaîne latérale composée seulement d'atomes de carbone et d'hydrogène à liaison unique. (Jonsson, 2006)



**Figure 1.1 Structure moléculaire générale des alkylphénols** (tirée de : Priac et al., 2014, p. 3753)

La majorité des alkylphénols est utilisée pour la fabrication d'alkylphénols éthoxylés par réaction d'éthoxylation avec un ou plusieurs oxydes d'éthylène formant la chaîne éthoxylée (figure 1.2). Le nombre d'oxydes d'éthylène qui a réagi avec l'alkylphénol détermine la longueur de cette chaîne (n). (Jardak, Drogui et Daghrir, 2016 ; Servos et al., 2003) La formule générale  $C_9H_{19}-C_6H_4O(CH_2CH_2O)_nH$ , où n peut varier de 1 à 100, correspond aux nonylphénols éthoxylés. La plupart de ces composés contiennent une chaîne formée de 6 à 12 groupes éthoxy (CCME, 2002). Les nonylphénols éthoxylés et les octylphénols éthoxylés représentent respectivement 80 % et 20 % des alkylphénols éthoxylés totaux utilisés (Chen et al., 2014).



**Figure 1.2 Structure moléculaire générale des alkylphénols éthoxylés** (tirée de : Priac et al., 2014, p. 3753)

Les désignations latines o- (ortho), m- (méta) et p- (para), où les nombres sont basés sur les relations 1,2-, 1,3- et 1,4-, représentent la position du groupe alkyle (Danish Environmental Protection Agency [DEPA], 2013). L'isomère de position prédominant des alkylphénols est le para-, qui correspond à plus de 90 % des préparations industrielles comparativement à moins de 10 % pour l'ortho (Environnement Canada et Santé Canada, 2001). Le préfixe t- (*tert*) désigne des composés avec une chaîne alkyle ramifiée (Jonsson, 2006). Il existe une grande variété de structures chez les alkylphénols, ceux-ci ayant des groupes alkyles dont la taille varie d'un (méthyle) à douze carbones (dodécyle) (Lorenc, Lambeth et Scheffer, 2003). Les alkylphénols sont généralement nommés selon la longueur de leur chaîne telle que présentée dans le tableau 1.1 (DEPA, 2013).

**Tableau 1.1 Nomenclature des alkylphénols** (inspiré de : Environment Agency, 2005b, p. 4)

Nom	Nombre d'atomes de carbone dans la chaîne alkyle	Formule moléculaire
Méthylphénol (Crésol)	1	C <sub>7</sub> H <sub>8</sub> O
Éthylphénol	2	C <sub>8</sub> H <sub>10</sub> O
Propylphénol (Propylbenzolol)	3	C <sub>9</sub> H <sub>12</sub> O
Butylphénol	4	C <sub>10</sub> H <sub>14</sub> O
Pentylphénol (Amylphénol)	5	C <sub>11</sub> H <sub>16</sub> O
Hexylphénol	6	C <sub>12</sub> H <sub>18</sub> O
Heptylphénol	7	C <sub>13</sub> H <sub>20</sub> O
Octylphénol	8	C <sub>14</sub> H <sub>22</sub> O
Nonylphénol	9	C <sub>15</sub> H <sub>24</sub> O
Décylphénol	10	C <sub>16</sub> H <sub>26</sub> O
Dodécylphénol	12	C <sub>18</sub> H <sub>30</sub> O

Tel que précisé dans l'introduction, la présente étude se concentre sur trois des alkylphénols les plus communs, soient le butylphénol, l'octylphénol et le nonylphénol. Ces isomères sont décrits dans les paragraphes suivants, en plus d'être présentés au tableau 1.2.

### Butylphénol

Le butylphénol, représenté par la formule moléculaire C<sub>10</sub>H<sub>14</sub>O, désigne divers composés chimiques formés d'un anneau phénolique lié à un groupe butyle (C<sub>4</sub>H<sub>9</sub>) (European Union [EU], 2008). Le 4-*tert*-butylphénol est l'un des isomères qui sont présentement employés comme alternative au nonylphénol (INERIS, 2014 ; Substitution Support Portal [SUBSPORT], 2013). Il possède un carbone en position para ainsi qu'un carbone tertiaire auquel trois autres carbones sont attachés (DEPA, 2013). Dans la présente étude, l'usage du terme butylphénol réfère au 4-*tert*-butylphénol portant le numéro de registre du *Chemical Abstracts Service* (CAS) 98-54-4.

### Octylphénol

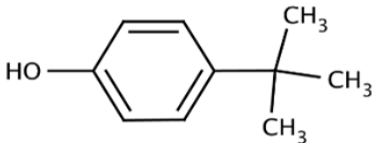
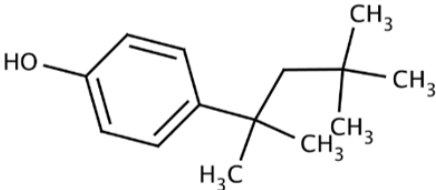
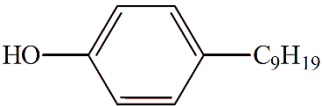
Le terme octylphénol représente un grand nombre de composés dont la formule moléculaire est C<sub>14</sub>H<sub>22</sub>O. Ces composés sont formés d'un cycle phénol et d'un groupe octyle (C<sub>8</sub>H<sub>17</sub>). Ce groupe peut être situé en position 2-, 3- ou 4- sur l'anneau de benzène. Parmi ces isomères, celui de la plus grande importance commerciale est le 4-*tert*-octylphénol. (Environment Agency, 2005b ; INERIS, 2006 ; OSPAR Commission, 2006) Ainsi, à moins d'indication contraire, l'utilisation du terme octylphénol dans le présent document désigne l'isomère 4-*tert*-octylphénol dont le numéro CAS est 140-66-9.



## Nonylphénol

Le nonylphénol est une substance chimique composée d'un anneau phénolique lié à un groupe nonyle ( $C_9H_{19}$ ) linéaire ou ramifié. Le 4-nonylphénol ( $C_{15}H_{24}O$ ), dont le numéro CAS est 84852-15-3, est celui représentant le mieux le terme nonylphénol puisqu'il correspond à 80 % des nonylphénols utilisés au niveau commercial (Becue et Nguyen, 2005). Il s'agit d'un mélange de nonylphénols ramifiés et substitués en position 4 (Environnement Canada et Santé Canada, 2001 ; Soares et al., 2008). Ainsi, l'usage du terme nonylphénol dans le présent document réfère au 4-nonylphénol.

**Tableau 1.2 Identification des alkylphénols d'intérêt pour la présente étude** (inspiré de : DEPA, 2013, p. 20)

<b>4-<i>tert</i>-butylphénol</b>	
Synonymes	<ul style="list-style-type: none"> <li>• para-<i>tert</i>-butylphénol</li> <li>• 1-hydroxy-4-<i>tert</i>-butylbenzène</li> <li>• Diméthyléthylphénol</li> <li>• 4-(1,1-diméthylethyl)phénol</li> </ul>
Numéro d'identification CAS	98-54-4
Formule moléculaire	$C_{10}H_{14}O$
Formule semi-développée	
<b>4-<i>tert</i>-octylphénol</b>	
Synonymes	<ul style="list-style-type: none"> <li>• para-<i>tert</i>-octylphénol</li> <li>• 4-(1,1,3,3-tétraméthylbutyl)phénol</li> <li>• p-(1,1,3,3- tétraméthylbutyl)phénol</li> </ul>
Numéro d'identification CAS	140-66-9
Formule moléculaire	$C_{14}H_{22}O$
Formule semi-développée	
<b>4-nonylphénol</b>	
Synonyme	para-nonylphénol
Numéro d'identification CAS	84852-15-3
Formule moléculaire	$C_{15}H_{24}O$
Formule semi-développée	

## 2. ASPECTS LÉGISLATIFS

La législation actuelle appliquée aux alkylphénols est présentée dans ce chapitre. La première section traite de la législation des nonylphénols, des octylphénols et des butylphénols au Canada, alors que la deuxième section aborde celle à l'échelle mondiale. La troisième section détaille les différents critères applicables en matière de qualité de l'eau.

### 2.1 Législation au Canada

Environnement Canada et Santé Canada (2001) ont publié un rapport d'évaluation concernant le nonylphénol et ses dérivés éthoxylés dans lequel il est jugé que ces substances sont toxiques au sens de l'article 64 de la LCPE. À la suite de cette publication, le nonylphénol et ses dérivés éthoxylés ont été ajoutés à la liste des substances toxiques de la LCPE, en juin 2001. Puis, en décembre 2004, un avis obligeant l'élaboration et l'exécution de plans de prévention de la pollution à l'égard du nonylphénol et de ses dérivés éthoxylés contenus dans des produits a été publié dans la Partie 1 de la Gazette du Canada (Environnement Canada, 2004a). Conséquemment, le gouvernement fédéral a élaboré un plan de réduction des nonylphénols avec un objectif échelonné sur deux phases. La première phase visait une réduction de 50 % avant 2007 et la deuxième phase visait une réduction de 95 % avant 2010, tous deux comparativement à l'année de référence 1998 (Environnement Canada, 2006). Ces objectifs ont été atteints en partie, car les industries ont utilisé des substances de remplacement (Environnement Canada, 2012).

Actuellement, aucun règlement fédéral ou provincial ne régit directement le rejet des octylphénols ou des butylphénols dans l'environnement au Canada. Toutefois, une étude complémentaire au rapport d'Environnement Canada et Santé Canada (2001), qui a analysé les données pertinentes se rapportant aux effets environnementaux de l'octylphénol et de ses dérivés éthoxylés, a démontré que l'œstrogénicité de l'octylphénol dans les organismes peut être supérieure à celle du nonylphénol, priorisant ainsi une évaluation supplémentaire des octylphénols en vertu de la LCPE (Servos et al., 2000).

Le rejet de ces composés est pris en compte par le paragraphe 36(3) de la *Loi sur les pêches*, qui interdit de rejeter une substance nocive dans des eaux où vivent des poissons, ce qui s'applique aux effluents des eaux usées industrielles et municipales (Environnement Canada, 2004b). Une substance nocive est définie comme étant :

« Toute substance qui, si elle était ajoutée à l'eau, altérerait ou contribuerait à altérer la qualité de celle-ci au point de la rendre nocive, ou susceptible de le devenir, pour le poisson ou son habitat, ou encore de rendre nocive l'utilisation par l'homme du poisson qui y vit. » (*Loi sur les pêches*, art. 34(1)).

Le 29 juin 2012, le *Règlement sur les effluents des systèmes d'assainissement des eaux usées* (RESAEU), en vertu de la *Loi sur les pêches*, entré en vigueur. Ce règlement fixe des normes nationales sur la qualité

des effluents pour des substances nocives, définies ci-dessus, contenues dans les effluents rejetés par les systèmes d'assainissement. Il s'applique à :

« Tout système d'assainissement qui, lors du rejet d'un effluent à partir du point de rejet final, rejette une substance nocive (...) et qui, selon le cas : est conçu pour recueillir un volume journalier moyen d'au moins 100 m<sup>3</sup> d'affluent ; recueille, au cours d'une année civile donnée, un tel volume journalier moyen. » (RESAEU, art. 2(1)).

Le nonylphénol et ses dérivés éthoxylés, ainsi que l'octylphénol et ses dérivés éthoxylés, ne sont pas normés par ce règlement. Toutefois, les éthoxylates d'alkylphénol, comprenant le nonylphénol et ses dérivés éthoxylés ainsi que l'octylphénol et ses dérivés éthoxylés, doivent être inclus au suivi réalisé par les stations concernées. (Gauthier, 2010)

Finalement, le nonylphénol et ses dérivés éthoxylés, tout comme l'octylphénol et ses dérivés éthoxylés, sont inscrits à l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) pour les années 2018 et 2019 (Environnement Canada, 2018). L'INRP est un outil servant à identifier et surveiller les sources de pollution au Canada. Il réunit des informations sur les rejets des installations dans l'air, l'eau et le sol, ainsi que sur l'élimination et le transfert de plus de 300 substances. Les installations fournissent ces données une fois par année, en respectant les exigences de déclaration de l'INRP. Ces dernières portent notamment sur la quantité de substances précises fabriquées, préparées ou utilisées par les installations, ainsi que sur le type d'activités de l'installation. (Gouvernement du Canada, 2017)

En ce qui a trait au butylphénol, l'article 16 de la *Loi sur les aliments et les drogues* interdit de vendre un cosmétique contenant une substance susceptible de nuire à la santé de la personne qui en fait usage. De ce fait, le butylphénol est inscrit à la liste critique des ingrédients dont l'usage est interdit pour les cosmétiques établie par Santé Canada en 2005, puis révisée en 2007 et 2011 (Santé Canada, 2015).

### **2.1.1 Législation au Québec**

Au Québec, la *Loi sur la qualité de l'environnement* (LQE) vise la protection de l'environnement ainsi que la sauvegarde des espèces vivantes qui y habitent. La protection, l'amélioration, la restauration, la mise en valeur et la gestion de l'environnement sont des sujets d'intérêt général sur lesquels les objectifs fondamentaux de cette loi sont basés. L'article 20 de la LQE permet d'établir les limites de rejet définies à partir des critères et d'essais de toxicité de manière à ce que :

« Nul ne peut rejeter un contaminant dans l'environnement ou permettre un tel rejet au-delà de la quantité ou de la concentration déterminée conformément à la présente loi. La même prohibition s'applique au rejet de tout contaminant dont la présence dans l'environnement est prohibée par règlement ou est susceptible de porter atteinte à la vie, à la santé, à la sécurité, au bien-être ou au confort de l'être humain, de causer du dommage ou de porter autrement préjudice à la qualité de l'environnement, aux écosystèmes, aux espèces vivantes ou aux biens. » (LQE, art. 20).

De plus, des demandes d'autorisation pour tout rejet sont obligatoires selon l'article 22 de la LQE. C'est au moment de ces demandes qu'une modification des intrants utilisés dans un procédé, comme les alkylphénols, peut être exigée.

Finalement, le *Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées* (ROMAEU) permet de délivrer une attestation d'assainissement aux municipalités qui exploitent des ouvrages d'assainissement des eaux usées. Cette attestation d'assainissement vise la majorité des stations d'épuration du Québec, soit près de 800 stations, et exige qu'une caractérisation initiale d'une année soit réalisée sur leur effluent. Les octylphénols et les nonylphénols font partis des paramètres à analyser lors de cette caractérisation initiale. (MDDELCC, 2017)

## 2.2 Législations à l'échelle mondiale

Aux États-Unis, le *Toxic Substances Control Act* (TSCA) est une loi visant à réglementer le commerce et à protéger la santé humaine ainsi que l'environnement en exigeant des essais et des restrictions d'utilisation sur certaines substances toxiques. Selon l'article 8(b) de cette loi, l'*United States Environmental Protection Agency* (US EPA) doit compiler, tenir à jour et publier une liste de chaque substance chimique fabriquée ou transformée aux États-Unis pour des utilisations sous TSCA. En vertu de l'article 8(e) du TSCA, toute personne qui fabrique ou importe du butylphénol, de l'octylphénol ou du nonylphénol doit soumettre un rapport d'évaluation préliminaire du fabricant pour chaque site où il fabrique ou importe ces substances. (Legal Information Institute [LII], s. d.) Toujours en vertu de la TSCA, l'US EPA a élaboré un plan de travail des produits chimiques devant être potentiellement soumis à des évaluations plus approfondies. L'octylphénol figure dans la version initiale du plan de 2012 en raison de sa toxicité aquatique et de sa forte persistance environnementale. Lors de la mise à jour du plan en octobre 2014, aucune action ou mesure n'avait encore été effectuée concernant l'octylphénol. Cependant, le nonylphénol a été ajouté à la seconde version du fait de sa reprotoxicité, sa toxicité développementale et sa toxicité aquatique. (US EPA, 2014) Ainsi, ces substances pourraient ultimement être soumises à des restrictions d'utilisation en raison du risque pour la santé humaine et l'environnement qu'elles pourraient représenter.

En Europe, le nonylphénol et l'octylphénol sont inscrits à la liste des produits chimiques devant faire l'objet de mesures prioritaires de la Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est, dite Commission OSPAR. Selon celle-ci, tous les efforts devront être déployés pour atteindre l'objectif de cessation des rejets, des émissions et des pertes de nonylphénols et d'octylphénols dans les milieux marins d'ici 2020. (Becue et Nguyen, 2004 ; OSPAR Commission, 2006) De son côté, le butylphénol figure sur la liste des substances potentiellement préoccupantes. Cette liste contient des substances préoccupantes pour la Commission OSPAR, mais qui sont traitées de manière adéquate par des initiatives de la Commission Européenne ou d'autres forums internationaux. (OSPAR Commission, s. d.)

La Directive Cadre sur l'eau (DCE) de l'Union européenne, adoptée en 2000, vise à protéger l'environnement aquatique par des mesures spécifiques créées pour diminuer progressivement les rejets, émissions et pertes de substances prioritaires, et l'arrêt ou la suppression progressive des rejets, émissions et pertes de substances dangereuses prioritaires dans l'eau (Parlement européen et Conseil de l'Union européenne, 2000). Le nonylphénol est classé dans les substances dangereuses prioritaires et l'octylphénol dans les substances prioritaires de la Directive 2013/39/UE, modifiant les directives 2000/60/CE et 2008/105/CE (Journaux Officiels de l'Union Européenne [JOUE], 2013). Cela oblige les États membres à établir des normes de qualité et des mesures de contrôle des émissions afin de réduire progressivement la présence de l'octylphénol et de supprimer graduellement le nonylphénol dans le milieu aquatique (Environment Agency, 2005a). En date du 17 janvier 2005, le nonylphénol a fait l'objet d'interdiction d'emploi et de mise sur le marché à plus de 0,1 % en masse de produits finis pour les usages suivants :

- Nettoyage industriel et institutionnel (sauf si le produit est recyclé ou incinéré) ;
- Produit de nettoyage domestique ;
- Traitement des textiles et cuirs (sauf certains traitements mis en place) ;
- Produit de traitement des trayons (médecine vétérinaire) ;
- Usinage des métaux (sauf si le produit est recyclé ou incinéré) ;
- Fabrication de papier et de pâte à papier ;
- Produit cosmétique et d'hygiène corporelle (sauf spermicide) ;
- Co-formulant dans les pesticides et biocides (sauf produit bénéficiant d'une autorisation nationale, jusqu'à expiration de l'autorisation). (INERIS, 2006)

Contrairement à l'Union européenne, la Suisse a étendu ces interdictions à l'octylphénol afin d'éviter qu'il ne soit utilisé en remplacement au nonylphénol. L'interdiction porte seulement sur la mise en marché et elle est entrée en vigueur le 1<sup>er</sup> août 2008. (Office fédéral de l'environnement [OFEV], 2016) De son côté, le butylphénol n'est pas mentionné dans la liste des substances prioritaires de la DCE ni dans la législation suisse.

Le nonylphénol et l'octylphénol apparaissent également dans la liste des substances extrêmement préoccupantes (SVHC) candidates en vue d'une autorisation, publiée conformément à l'article 59(10) du *Règlement sur l'enregistrement, l'évaluation, l'autorisation et la restriction des substances chimiques* (REACH) (European Chemicals Agency [ECHA], s. d.). Ce règlement de l'Union européenne est entré en vigueur le 1<sup>er</sup> juin 2007 dans le but de mieux protéger la santé humaine et l'environnement contre les risques liés aux substances chimiques. Sa procédure d'autorisation vise le remplacement progressif des SVHC par d'autres substances ou technologies moins dangereuses (ECHA, 2011). Ainsi, l'octylphénol et le nonylphénol ont été ajoutés à la liste en 2011 et 2012 respectivement (ECHA, s. d.). Leurs dérivés éthoxylés

y figurent également en raison de leurs produits de dégradation dans l'environnement (INERIS, 2017). Le butylphénol n'est pas considéré comme une SVHC ce qui justifie son absence à cette liste.

Toujours en Europe, l'arrêté du 11 décembre 2014, modifiant l'arrêté du 31 janvier 2008 relatif au registre et à la déclaration annuelle des émissions polluantes et des déchets, précise les seuils de rejets dans l'eau, l'air et le sol dont le dépassement entraîne l'obligation de déclarer le flux annuel. Le butylphénol, l'octylphénol et le nonylphénol figurent dans ce registre. Les seuils dans l'eau sont de 1 kg/an pour le nonylphénol et l'octylphénol et de 20 kg/an pour le butylphénol. Des seuils quotidiens de 10 g/jour pour l'octylphénol et de 2 g/jour pour le nonylphénol sont également inscrits. Dans le sol, le seuil du nonylphénol est de 1 kg/an, celui du butylphénol est de 20 kg/an et aucun seuil n'est exigé pour l'octylphénol. Le seuil de rejet atmosphérique du butylphénol est de 1000 kg/an alors qu'il n'y a aucune obligation de déclaration dans l'air pour le nonylphénol et l'octylphénol. (INERIS, 2014 ; Journal Officiel de la République Française [JORF], 2014)

### 2.3 Critères de qualité de l'eau selon les législations

Le tableau 2.1 fournit les critères de qualité de l'eau pour le butylphénol, l'octylphénol et le nonylphénol qui ont été établis au Canada, aux États-Unis et en Europe.

Au Québec, les critères de vie aquatique aiguë (CVAA) sont de 4,5 µg/L pour l'octylphénol (MDDELCC, 2000b) et de 20 µg/L pour le nonylphénol (MDDELCC, 2000a). Cela représente la concentration maximale d'une substance à laquelle les organismes aquatiques peuvent être exposés brièvement sans être gravement touchés (MDDELCC, 2018). Le CVAA devrait protéger d'un effet létal, 95 % des divers genres exposés (Ministère de l'Environnement du Québec, 1990). Les critères de vie aquatique chronique (CVAC), c'est-à-dire la concentration la plus élevée d'une substance ne produisant aucun effet néfaste sur les organismes aquatiques y étant exposés quotidiennement pendant toute leur vie (MDDELCC, 2018), sont de 0,2 µg/L pour l'octylphénol (MDDELCC, 2000b) et de 6 µg/L pour le nonylphénol (MDDELCC, 2000a). Pour le butylphénol, il existe des critères de qualité de l'eau pour le 3-*tert*-butylphénol, soit une forme de molécule différente de celle à l'étude dans cet essai. Le CVAA pour cette substance est de 260 µg/L et le CVAC est de 29 µg/L (MDDELCC, 2008).

Le gouvernement fédéral canadien a émis des critères de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique. Pour le nonylphénol, il s'agit de 1 µg/L en eau douce et de 0,7 µg/L en milieu marin. L'octylphénol est considéré à l'aide de facteurs d'équivalence dans les critères des nonylphénols et ses dérivés éthoxylés. Ainsi, une valeur de 1,0 µg/L en eau douce a été émise. (CCME, 2002) Aucun critère n'est disponible pour le butylphénol.

Aux États-Unis, le *Criteria Maximum Concentration* (CMC) est l'équivalent du CVAA au Québec alors que le *Criteria Continuous Concentration* (CCC) est équivalent au CVAC. L'US EPA recommande un

CMC de 7 µg/L et un CCC de 1,7 µg/L pour le nonylphénol en milieu marin. Le CMC et le CCC en milieu dulcicole pour le nonylphénol sont de 28 µg/L et 6,6 µg/L respectivement. (US EPA, 2017 ; US EPA, 2005) Le butylphénol et l'octylphénol ne sont pas visés par les recommandations de l'US EPA.

En Europe, la Directive 2008/105/CE du 16 décembre 2008 établit les normes de qualité environnementale (NQE) dans l'eau. Ces normes imposent que les concentrations de l'octylphénol ne dépassent pas 0,1 µg/L en moyenne annuelle (NQE-MA) dans les eaux de surface intérieures et 0,01 µg/L dans les autres eaux de surface. En ce qui a trait au nonylphénol, le NQE-MA est de 0,3 µg/L et la concentration maximale admissible (NQE-CMA) est de 2 µg/L pour les eaux de surface intérieures et pour les autres eaux de surface. (JOUE, 2008) Aucune NQE-CMA n'a été publiée pour l'octylphénol et aucune NQE n'est attribuée au butylphénol (INERIS, 2014).

**Tableau 2.1 Critères sur la qualité de l'eau pour le butylphénol, l'octylphénol et le nonylphénol**

Critère sur la qualité de l'eau	Milieu visé	Butylphénol (µg/L)	Octylphénol (µg/L)	Nonylphénol (µg/L)
CVAA (Québec)	Eau de surface	ND	4,5 <sup>(4)</sup>	29,0 <sup>(3)</sup>
CVAC (Québec)	Eau de surface	ND	0,2 <sup>(4)</sup>	6,0 <sup>(3)</sup>
Critère pour la protection de la vie aquatique (Canada)	Eau dulcicole	ND	1,0 par facteur d'équivalence <sup>(1)</sup>	1,0 <sup>(1)</sup>
Critère pour la protection de la vie aquatique (Canada)	Eau marine	ND	ND	0,7 <sup>(1)</sup>
CMC (États-Unis)	Eau dulcicole	ND	ND	28,0 <sup>(5)</sup>
CMC (États-Unis)	Eau marine	ND	ND	7,0 <sup>(5)</sup>
CCC (États-Unis)	Eau dulcicole	ND	ND	6,6 <sup>(5)</sup>
CCC (États-Unis)	Eau marine	ND	ND	1,7 <sup>(5)</sup>
NQE-MA (Europe)	Eau de surface intérieure	ND	0,1 <sup>(2)</sup>	0,3 <sup>(2)</sup>
NQE-MA (Europe)	Autres eaux de surface	ND	0,01 <sup>(2)</sup>	0,3 <sup>(2)</sup>
NQE-CMA (Europe)	Eau de surface intérieure	ND	ND	2,0 <sup>(2)</sup>
NQE-CMA (Europe)	Autres eaux de surface	ND	ND	2,0 <sup>(2)</sup>

<sup>(1)</sup> : CCME, 2002 <sup>(2)</sup> : JOUE, 2008 <sup>(3)</sup> : MDDELCC, 2000a <sup>(4)</sup> : MDDELCC, 2000b <sup>(5)</sup> : US EPA, 2005  
ND : non déterminé

### 3. PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES

La connaissance des propriétés physico-chimiques d'une substance est importante puisqu'elle permet d'expliquer sa toxicité et son comportement dans l'environnement. Ce chapitre décrit les propriétés physico-chimiques du butylphénol et de l'octylphénol, comparativement au nonylphénol.

Les principales caractéristiques physico-chimiques du butylphénol, de l'octylphénol et du nonylphénol sont présentées dans le tableau 3.1. Dans les conditions ambiantes, le butylphénol et l'octylphénol sont des composés solides blancs, alors que le nonylphénol se présente sous forme d'un liquide de couleur incolore à paille pâle (EU, 2008 ; Maguire, 1999). Leurs poids moléculaires inférieurs à 300 g/mol les classent parmi les composés organiques légers (INERIS, 2012).

La chaîne carbonée très ramifiée des alkylphénols, présentée précédemment dans le tableau 1.2, leur confère des propriétés lipophiles (INERIS, 2017). Selon Bergé (2012), plus la chaîne alkyle est longue, plus le logarithme (log) du coefficient de partage octanol/eau (K<sub>oe</sub>) augmente, ce qui indique une hausse de l'hydrophobicité des composés. Cette augmentation du caractère lipophile pour les composés avec une chaîne plus longue permet d'estimer leur capacité à se lier aux sédiments, aux matières en suspension retrouvées dans les eaux, ainsi qu'aux graisses des organismes aquatiques. Les log K<sub>oe</sub> de l'octylphénol et du nonylphénol, supérieurs à 4, laissent supposer de grandes affinités de ces composés avec la matière organique (Ahel et Giger, 1993 ; Johnson, White, Besien et Jürgens, 1998 ; Meylan et Howard, 1995). Le butylphénol possède un log K<sub>oe</sub> plus faible (3,29), ce qui suggère une affinité réduite (EU, 2008). Les log des coefficients de partage carbone organique/eau (K<sub>oc</sub>) varient entre 4,12 à 5,18 pour l'octylphénol et entre 4,48 à 5,39 pour le nonylphénol (Bergé, 2012). Ces mesures viennent confirmer que ces composés s'adsorbent fortement sur la matière organique. Le butylphénol possède un log de K<sub>oc</sub> de 2,81, indiquant une moins forte adsorption sur le contenu organique (EU, 2008). En effet, le K<sub>oc</sub> est une façon d'exprimer la répartition d'un composé entre le solide et l'eau, mais en ne considérant que la partie organique (Olivier, 2015). Plus la valeur du K<sub>oc</sub> est élevée, plus l'aptitude de la molécule à être adsorbée sur la matière organique du sol ou des sédiments sera importante (Bergé, 2012 ; Olivier, 2015).

Les valeurs de solubilité dans l'eau de l'octylphénol et du nonylphénol, 12,60 mg/L et 5,43 mg/L respectivement (Maguire, 1999), montrent qu'ils sont peu solubles comparativement au butylphénol qui possède une solubilité relativement élevée de 610 mg/L (EU, 2008). Les faibles pressions de vapeur du nonylphénol ( $4,55 \cdot 10^{-3}$  Pa) (Maguire, 1999) et de l'octylphénol ( $4,70 \cdot 10^{-3}$  Pa) (Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail [Anses], 2015b) traduisent une faible volatilité, la distribution de ces composés dans l'atmosphère est donc limitée. La pression de vapeur du butylphénol de 3,5 Pa indique que le composé est volatil (EU, 2008).



La densité est similaire pour les alkylphénols de substitution, 0,92 g/cm<sup>3</sup>, et le nonylphénol, 0,95 g/cm<sup>3</sup> (Maguire, 1999). Finalement, les points de fusion et d'ébullition sont élevés pour les trois alkylphénols ce qui indique une même résistance à la dégradation.

**Tableau 3.1 Principales propriétés physico-chimiques du butylphénol, de l'octylphénol et du nonylphénol**

Propriétés	4- <i>tert</i> -butylphénol	4- <i>tert</i> -octylphénol	4-nonylphénol
Apparence	Solide blanc <sup>(3)</sup>	Solide blanc <sup>(4)</sup>	Liquide incolore à paille pâle <sup>(4)</sup>
Constante de Henry (Pa/m <sup>3</sup> /mol)	0,12 <sup>(3)</sup>	0,70 <sup>(4)</sup>	11,02 <sup>(4)</sup>
Densité (g/cm <sup>3</sup> , à 20 °C)	0,92 <sup>(3)</sup>	0,92 <sup>(4)</sup>	0,95 <sup>(4)</sup>
Log K <sub>oe</sub>	3,29 <sup>(3)</sup>	4,12 <sup>(4)</sup> -5,28 <sup>(5)</sup>	4,20-4,48 <sup>(4)</sup>
Log K <sub>oc</sub>	2,81 <sup>(3)</sup>	4,12-5,18 <sup>(2)</sup>	4,48-5,39 <sup>(2)</sup>
Poids moléculaire (g/mol)	150,2 <sup>(3)</sup>	206,3 <sup>(4)</sup>	220,3 <sup>(4)</sup>
Point d'ébullition (°C)	237,5 <sup>(3)</sup>	280-302 <sup>(4)</sup>	295-320 <sup>(4)</sup>
Point de fusion (°C)	100 <sup>(3)</sup>	84-85 <sup>(4)</sup>	81-83 <sup>(4)</sup>
Pression de vapeur (Pa, à 25 °C)	3,5 <sup>(3)</sup>	4,70.10 <sup>-3</sup> <sup>(1)</sup>	4,55.10 <sup>-3</sup> <sup>(4)</sup>
Solubilité dans l'eau douce (mg/L, à 20 °C)	610 <sup>(3)</sup>	12,60 <sup>(4)</sup>	5,43 <sup>(4)</sup>

<sup>(1)</sup> : Anses, 2015b    <sup>(2)</sup> : Bergé, 2012    <sup>(3)</sup> : EU, 2008    <sup>(4)</sup> : Maguire, 1999    <sup>(5)</sup> : Meylan et Howard, 1995

Somme toute, l'octylphénol possède des propriétés physico-chimiques très similaires au nonylphénol, ils sont tous deux peu solubles dans l'eau, très lipophiles et peu volatiles. Cela laisse prédire un comportement dans l'environnement et une toxicité semblables. De l'autre côté, le nonylphénol et le butylphénol présentent quelques différences, le butylphénol étant davantage soluble et volatile. Son devenir dans l'environnement pourrait donc varier de celui du nonylphénol.

## 4. PRODUCTION, UTILISATION ET SOURCES DE REJETS

Les alkylphénols et leurs dérivés éthoxylés sont produits et utilisés depuis les années 50 (Campbell, 2002). Le 4-*tert*-butylphénol, le 4-*tert*-octylphénol ainsi que le 4-nonylphénol sont trois des alkylphénols les plus communs. Leur grande importance commerciale est en partie expliquée par leur utilisation en tant que comonomère dans la production de résines phénoliques et d'autres types de résines. Les dérivés éthoxylés de l'octylphénol et du nonylphénol, employés comme agent surfactant dans les produits nettoyants et les détergents industriels, justifient également leur abondance sur le marché. En raison de leur large spectre d'utilisation, ces produits sont rejetés dans l'environnement à partir de plusieurs sources. (DEPA, 2013) La production, l'utilisation et les sources de rejets des alkylphénols et de leurs dérivés éthoxylés sont décrites dans le présent chapitre.

### 4.1 Production

Peu de données récentes sont disponibles concernant la production des alkylphénols et leurs dérivés éthoxylés. Les dernières informations publiées remontent au début des années 2000 et confirment que la production de nonylphénols était élevée aux quatre coins du monde. Comme présenté dans le tableau 4.1, les États-Unis étaient les principaux producteurs avec une production annuelle s'élevant à 154 200 tonnes en 2001 (Soares et al., 2008). En 2002, l'Europe a produit 73 500 tonnes de nonylphénols et de leurs dérivés éthoxylés (Helsinki Commission [HELCOM], 2002). Le Japon et la Chine ont fabriqué respectivement 16 500 tonnes en 2001 (Japanese Ministry of Environment [JME], 2001) et 16 000 tonnes en 2004 (Jin, Jiang, Huang, Liu et Zhou, 2004).

Les données canadiennes les plus récentes datent de 1996, la production annuelle étant alors de 25 600 tonnes de nonylphénols et de leurs dérivés éthoxylés (Environnement Canada et Santé Canada, 2001). À l'époque, trois compagnies au Canada produisaient ces composés, soient Rhone-Poulenc, Stepan Canada et Huntsman Canada, toutes situées en Ontario (Environnement Canada, 2002). Selon Campbell, Mc Carty et Holm (2000), la vente des nonylphénols et de leurs dérivés éthoxylés par l'industrie de la production rapportait 42,2 millions de dollars au Canada.

**Tableau 4.1 Production annuelle des nonylphénols et de leurs dérivés éthoxylés selon le pays** (inspiré de : Gauthier, 2010, p. 5)

Pays	Production annuelle (tonnes)	Année de référence	Référence
États-Unis	154 200	2001	Soares et al., 2008
Europe	73 500	2002	HELCOM, 2002
Canada	25 600	1996	Environnement Canada et Santé Canada, 2001
Japon	16 500	2001	JME, 2001
Chine	16 000	2004	Jin et al., 2004

Les rares volumes de production disponibles pour le butylphénol et l'octylphénol proviennent de l'Europe. En 2001, les Européens ont produit 25 251 tonnes de butylphénols (Anses, 2015a). La production annuelle de l'année 2008 de l'octylphénol s'élevait à 22 633 tonnes (Anses, 2015b).

#### **4.1.1 Procédés de production**

Les procédés de production du butylphénol et de l'octylphénol sont analogues à ceux utilisés pour fabriquer le nonylphénol (Environment Agency, 2005a). La seule différence avec le nonylphénol est le composé avec lequel le phénol réagit.

La production du butylphénol implique une réaction d'alkylation (Friedel-Crafts) entre le phénol et l'isobutène dans un système fermé et contrôlé (Anses, 2015a). Dans le cas de l'octylphénol, le phénol réagit avec le di-isobutène (*tert*-octène) (Environment Agency, 2005a). Pour le nonylphénol, la réaction se produit avec un mélange de nonènes (tripropylènes) (INERIS, 2012). Ces réactions sont effectuées en présence d'une résine échangeuse d'ions à lit fixe dans un procédé continu ou en présence d'une résine échangeuse d'ions sulfonés dans un procédé discontinu (Bontje, Hermens, Vermeire et Damstra, 2004 ; EU, 2008).

Par la suite, une distillation du produit est effectuée afin d'éliminer les matériaux de départ n'ayant pas réagi, ces derniers retournant au réacteur. Une seconde distillation suit durant laquelle le produit pur est séparé et les coproduits sont incinérés ou utilisés pour d'autres productions. (EU, 2008)

L'alkylphénol pur est transféré du réacteur à un réservoir où il est stocké sous forme de produit fondu à 130 °C sous une couverture d'azote (EU, 2008). Il est expédié dans des camions-citernes chauffés (Environment Agency, 2005a) ou transformé en granules qui sont emmagasinées dans des sacs d'une capacité de 25 kg ou de 400 à 800 kg (EU, 2008).

#### **4.2 Utilisation**

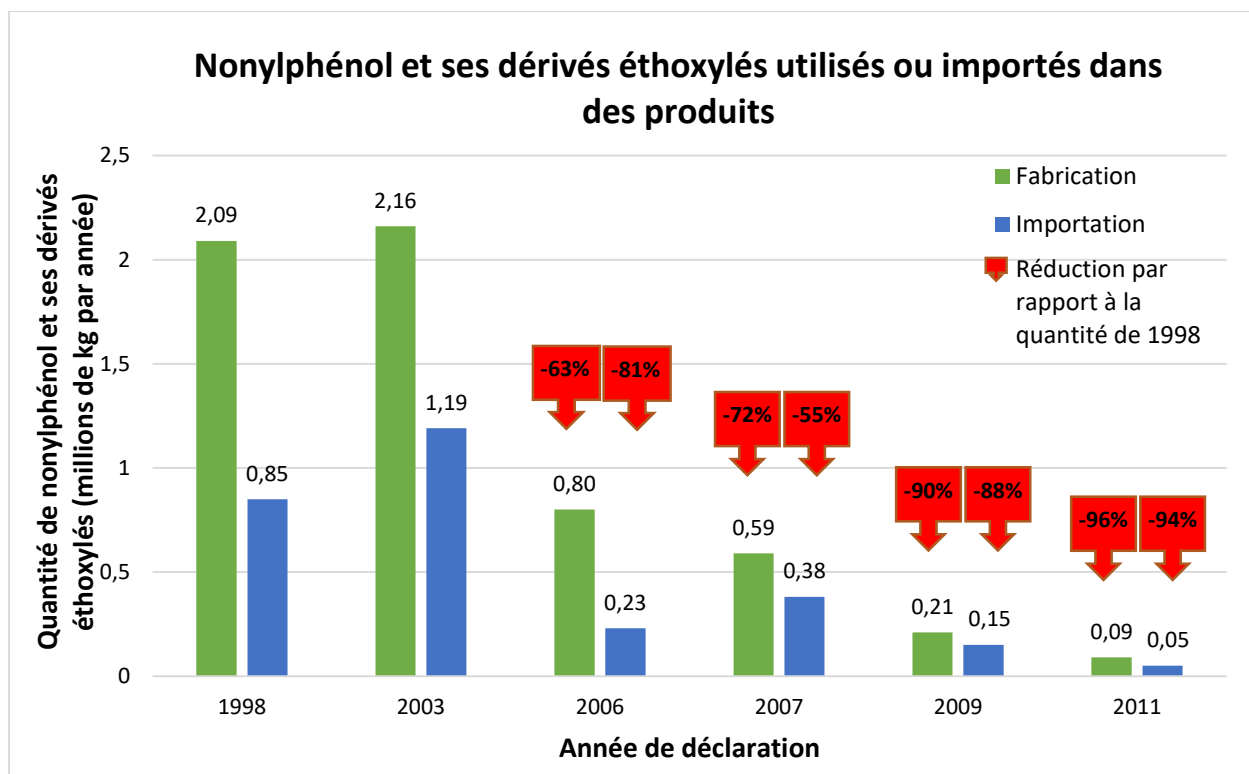
Les alkylphénols et leurs dérivés éthoxylés sont une famille de composés chimiques largement utilisés par les grandes industries canadiennes en raison de leurs rôles en tant que détergents, émulsifiants, agents mouillants, dispersants ou solubilisants (Soares et al., 2008). Le nonylphénol et ses dérivés éthoxylés représentaient la majorité des alkylphénols utilisés en Amérique du Nord (Bennett et Metcalfe, 2000). À la fin des années 1990 et au début des années 2000, les principaux secteurs utilisant ces produits étaient l'industrie des savons et des détachants, la fabrication de peintures et de vernis, l'industrie textile, l'industrie des pesticides et des produits chimiques agricoles, la fabrication du plastique et de la résine synthétique, l'industrie de pâtes et papiers, l'industrie pétrochimique, les aciéries et l'industrie du cuir (Campbell et al., 2000 ; Environnement Canada, 2004b ; Maguire, 1999 ; Metcalfe, Hoover et Sang, 1996). Le tableau 4.2 décrit la part du marché occupée par les principaux secteurs industriels utilisateurs du nonylphénol et de ses dérivés éthoxylés à la fin des années 1990 et au début des années 2000.

**Tableau 4.2 Principaux secteurs industriels utilisateurs du nonylphénol et de ses dérivés éthoxylés au Canada à la fin des années 1990 et au début des années 2000** (inspiré de : Gauthier, 2010, p. 6)

Secteur industriel	Part du marché (%) (approx.)
Fabrication de savons et de détachants	57
Fabrication de peintures et de revêtements	9
Usines de textiles et de produits textiles	9
Fabrication de pesticides et autres produits chimiques agricoles	9
Industrie des produits en matière plastique et fabrication de résines et caoutchoucs synthétiques	7
Fabrication du papier	5
Autres	4

Toutefois, ces proportions ont fort probablement changé et nécessiteraient d’être mise à jour. En effet, une diminution marquée de l’utilisation et de l’importation du nonylphénol et de ses dérivés éthoxylés au Canada est notée de 1998 à 2011. La figure 4.1 illustre les quantités déclarées annuellement de nonylphénol et de ses dérivés éthoxylés utilisés dans des produits fabriqués sur place ou importés par l’ensemble des installations du Canada entre ces mêmes années. De 1998 à 2003, la quantité de nonylphénols et de ses dérivés éthoxylés utilisée et importée reste relativement stable. La quantité utilisée dans la fabrication de produits est passée de 2,09 millions de kg à 2,16 millions de kg, alors que la quantité importée a augmentée de 0,85 million de kg à 1,19 million de kg. Une fois que les installations ont procédé à l’élaboration et l’exécution de leur plan de prévention de la pollution, la quantité utilisée et importée dans des produits a significativement chuté. Le nonylphénol et ses dérivés éthoxylés utilisés dans la fabrication de produits ont diminué à 90 000 kg en 2011, ce qui représente une réduction globale de 96 %. Cette même année, 50 000 kg ont été importés, indiquant une diminution du nonylphénol et de ses dérivés éthoxylés de 94 %. (Environnement Canada, 2012) Ces diminutions majeures découlent des nouvelles exigences légales, décrites dans le chapitre 2, ainsi que des mesures volontaires prises par certaines industries (Berryman, Sarrasin et Deblois, 2012).

Aucune donnée canadienne sur l’utilisation des autres composés de la famille des alkylphénols, tels que le butylphénol et l’octylphénol, n’est disponible dans la littérature consultée. Ainsi, il est impossible d’évaluer si la diminution de l’utilisation du nonylphénol a conduit à une augmentation des autres alkylphénols n’étant pas réglementés ou, au contraire, si cela a mené à une baisse.



**Figure 4.1 Quantités déclarées annuellement de nonylphénol et de ses dérivés éthoxylés utilisés dans des produits fabriqués sur place ou importés par l'ensemble des installations** (tiré de : Environnement Canada, 2012, p. 3)

Une description de l'utilisation du butylphénol et de l'octylphénol est effectuée dans les sections suivantes. Le tableau 4.3 résume les articles et les mélanges susceptibles de contenir ces composés. Mentionnons que ce résumé n'est pas exhaustif, certains usages plus marginaux du butylphénol et de l'octylphénol peuvent ne pas avoir été traités, en raison de leur plus faible occurrence.

#### 4.2.1 Utilisation du butylphénol

En raison de sa courte chaîne alkyle, le butylphénol ne convient pas à la production de surfactants. De ce fait, contrairement à l'octylphénol et au nonylphénol, le butylphénol n'est pas utilisé pour produire des dérivés éthoxylés. (Environment Agency, 2005b ; DEPA, 2013)

L'utilisation principale du butylphénol est celle de monomère dans la synthèse chimique, telle que pour la production de résines phénoliques, de polycarbonates et de résines époxydes. Ce composé peut également être hydrogéné en alcool cyclique correspondant. (EU, 2008 ; INERIS, 2014)

#### Résines phénoliques

Tout comme l'octylphénol et le nonylphénol, le butylphénol est utilisé en tant que monomère dans la production de résines phénoliques (DEPA, 2013). Ces résines servent à la fabrication de panneaux de

particules, d'adhésifs, de revêtements, d'encres d'impression, de vernis électriques et de caoutchoucs (INERIS, 2011). La description plus détaillée de l'usage des résines phénoliques effectuée dans la section 4.2.2 portant sur les octylphénols s'applique également au butylphénol.

### **Polycarbonates**

Le butylphénol sert d'agent de terminaison de chaîne dans la production de polycarbonates. Ces derniers contiennent de 1 à 3 % de butylphénol et sont principalement utilisés pour la fabrication de CD et DVD, de verres pour les lunettes, de contenants alimentaires et de vaisselles. Les polycarbonates sont aussi employés dans les industries électrique, électronique et automobile pour fabriquer diverses pièces moulées fonctionnelles. (DEPA, 2013 ; EU, 2008 ; INERIS, 2014)

### **Résines époxydes**

Le butylphénol est largement employé comme agent de terminaison dans la production de résines époxydes et en tant qu'accélérateur dans les agents durcissants. Le butylphénol agit également comme additif dans la production de résines époxydes pour diminuer la viscosité. Ces résines sont utilisées pour leurs propriétés mécaniques et d'isolation électrique ainsi que pour leurs résistances chimique et thermique. Elles se retrouvent dans les colles et les peintures utilisées dans de nombreux domaines, notamment, l'aéronautique, la construction, la chimie, l'électricité/électronique, les transports et l'alimentaire. (Anses, 2015a ; EU, 2008)

### **4-*tert*-butylcyclohexanol**

Le butylphénol agit comme réactif dans la synthèse de l'alcool polycyclique, le 4-*tert*-butylcyclohexanol, par hydrogénation (DEPA, 2013 ; EU, 2008). Cet alcool est ensuite utilisé dans les agents aromatiques et les parfums du fait de son odeur de camphre (INERIS, 2014).

## **4.2.2 Utilisation de l'octylphénol**

L'octylphénol est principalement employé comme intermédiaire dans la production de résines phénoliques, ainsi que dans la production de dérivés éthoxylés d'octylphénols (Environment Agency, 2005a ; OSPAR Commission, 2006).

### **Résines phénoliques**

Les résines phénoliques sont en majorité utilisées dans la fabrication du caoutchouc des pneumatiques. Leur fonction est d'augmenter l'adhésivité du caoutchouc et d'améliorer la cohésion des différentes couches

pendant la vulcanisation (Environment Agency, 2005a ; EU, 2008). Elles sont ajoutées dans des quantités allant de 1,5 à 10 % de la formulation de caoutchouc (OSPAR Commission, 2006).

Les résines phénoliques se retrouvent également dans les vernis pour l'isolation secondaire des composants électriques. Cela comprend l'imprégnation des enroulements dans les moteurs et les transformateurs ainsi que le revêtement stratifié de plaques de base. Elles améliorent l'isolation et lient ensemble les enroulements. (Anses, 2015b ; Environment Agency, 2005a ; EU, 2008 ; OSPAR Commission, 2006)

Elles sont aussi utilisées dans les encres d'impression, dans les colles et les adhésifs et dans les revêtements en combinaison avec d'autres résines telles que l'époxy (EU, 2008 ; OSPAR Commission, 2006). Elles permettent d'appliquer rapidement des encres et des revêtements sur le papier, le plastique, le métal et d'autres surfaces, en plus de procurer un séchage accéléré comparativement aux méthodes classiques. Les encres, ayant dans leur composition ces résines, nécessitent moins de pigments, produisent moins de déchets et offrent de meilleures caractéristiques de performance, telles que la brillance et la résistance au frottement ou aux rayures. (Environment Agency, 2005a) Ces résines assurent également une forte résistance à l'eau salée et aux solvants, elles sont ainsi utiles pour les peintures dans l'industrie nautique (Anses, 2015b).

Finalement, elles sont utilisées dans la fabrication de résines éthoxylées servant d'émulsifiants pour séparer l'eau du pétrole brut dans les plateformes pétrolières (Environment Agency, 2005a ; EU, 2008).

### **Les dérivés éthoxylés de l'octylphénol**

Tout comme les nonylphénols éthoxylés, les octylphénols éthoxylés sont des surfactants non ioniques. Ils sont grandement utilisés pour leurs propriétés tensioactives qui améliorent la dispersion des liquides et la miscibilité de certaines substances (INERIS, 2017).

Leur utilisation en tant qu'émulsifiant dans la fabrication des polymères représente le principal usage des octylphénols éthoxylés (ECHA, 2014). On retrouve ses polymères dans les peintures au latex, les adhésifs et les revêtements de papiers (Environment Agency, 2005a ; INERIS, 2017).

Les octylphénols éthoxylés servent également d'intermédiaires dans la production de sulfates d'éthers octylphénols (ECHA, 2014). Ces produits sont par la suite utilisés comme émulsifiant dans les peintures à eau et en tant que dispersant et agent mouillant dans les pesticides (Environment Agency, 2005a ; OSPAR Commission, 2006).

Dans l'industrie du textile et du cuir, les octylphénols éthoxylés sont des agents de finition (INERIS, 2006). Ils augmentent la résistance des matériaux à l'eau, à la lumière et à la poussière. Ils apportent également un aspect brillant au cuir. (Environment Agency, 2005a)

Les dérivés éthoxylés de l'octylphénol sont aussi utilisés comme ingrédients tensioactifs dans les détergents industriels et les produits ménagers de surfaces (INERIS, 2006). Ces produits servent à mettre en solution

dans l'eau des saletés ou des substances indésirables utilisées dans les procédés industriels (Gauthier et al., 2013).

Finalement, les octylphénols éthoxylés se retrouvent dans les produits cosmétiques et dans les shampoings (Environment Agency, 2005b).

**Tableau 4.3 Résumé des applications du butylphénol et de l'octylphénol** (inspiré de : Anses, 2015a, p. 36 ; Anses, 2015b, p. 40 ; INERIS, 2014, p. 15-18)

Utilisation	Article ou mélange susceptible de contenir du butylphénol ou de l'octylphénol
Résines phénoliques fabriquées à partir du butylphénol et de l'octylphénol	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Encres d'impression personnelles et professionnelles</li> <li>• Colles et adhésifs</li> <li>• Bandes transporteuses et courroies de transmission en caoutchouc vulcanisé</li> <li>• Moteurs, génératrices et transformateurs électriques</li> <li>• Pièces isolantes pour machines ou équipements électriques, tubes isolateurs</li> <li>• Peintures</li> <li>• Pneumatiques neufs et rechapés</li> <li>• Voitures particulières, autobus, autocars</li> <li>• Véhicules utilitaires pour le transport de marchandises</li> <li>• Fabrication d'autres articles en caoutchouc</li> </ul>
Éthoxylates d'octylphénol fabriqués à partir de l'octylphénol	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Colles et adhésifs</li> <li>• Cuirs et peaux dont la fabrication a nécessité un surfactant non ionique</li> <li>• Textiles dont la fabrication a nécessité un agent émulsifiant</li> <li>• Vernis et peintures</li> <li>• Nettoyants ménagers et détergents industriels</li> <li>• Emballages en matières plastiques</li> <li>• Vêtements en matières plastiques</li> <li>• Produits phytosanitaires</li> <li>• Produits cosmétiques et shampoings</li> </ul>
Résines époxydes fabriquées à partir du butylphénol	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Agents de durcissement pour les résines époxydes</li> <li>• Revêtements anticorrosion industriels</li> <li>• Agents durcisseurs de peintures et de vernis</li> <li>• Revêtements de boîtes de conserve et canettes</li> <li>• Adhésifs</li> <li>• Fibres carbone et fibres de verre</li> </ul>



**Tableau 4.3 Résumé des applications du butylphénol et de l'octylphénol (suite)**

Utilisation	Article ou mélange susceptible de contenir du butylphénol ou de l'octylphénol
Polycarbonates fabriqués à partir du butylphénol	<ul style="list-style-type: none"><li>• CD, DVD</li><li>• Films des vitres multicouches</li><li>• Verres de lunettes</li><li>• Contenants alimentaires</li><li>• Industries électrique, électronique et automobile</li></ul>
4- <i>tert</i> -butylcyclohexanol fabriqué à partir du butylphénol	<ul style="list-style-type: none"><li>• Parfums</li><li>• Intermédiaires de synthèse pour la production de 4-<i>tert</i>-butylcyclohexyl acétate</li></ul>
Autres usages du butylphénol	<ul style="list-style-type: none"><li>• Cirants/lustrants ménagers</li><li>• Insecticides</li><li>• Colles cosmétiques pour les ongles, les cils et les perruques</li></ul>

### 4.3 Sources de rejets

Les alkylphénols sont des composés qui n'existent pas à l'état naturel. Les concentrations de ces substances dans l'environnement résultent donc uniquement des activités anthropiques (CCME, 2002 ; Environnement Canada et Santé Canada, 2001 ; OSPAR Commission, 2006 ; Servos et al., 2000). Toutefois, l'octylphénol serait un composant naturel du pétrole brut selon *Environment Agency* (2005a). De ce fait, il serait présent en concentrations minimales dans l'eau d'extraction des gisements pétroliers.

Le butylphénol et l'octylphénol sont présents comme impuretés dans la production commerciale de nonylphénol. Cette source est due au fait que le nonylphénol est produit par la réaction d'une substance commerciale nonène pouvant contenir de 1 à 5 % d'octène ainsi que 1 % de butène. En conséquence, une proportion similaire du nonylphénol produit contient en réalité des alkylphénols ayant une longueur de chaîne alkyle de huit (octylphénol) ou cinq (butylphénol) atomes de carbone. (OSPAR Commission, 2006)

Ainsi, les alkylphénols et leurs dérivés éthoxylés sont principalement rejetés dans l'environnement à diverses étapes du cycle de vie des produits. Les rejets peuvent survenir lors de la production primaire des alkylphénols et de leurs dérivés éthoxylés, de la fabrication des produits contenant ces composés, de l'utilisation de ces produits et lors de leur élimination dans une station d'épuration des eaux usées, une fosse septique ou une décharge (CCME, 2002 ; Environnement Canada et Santé Canada, 2001). Environ 95 % des rejets de nonylphénols et de leurs dérivés éthoxylés sont issus de l'utilisation et de l'élimination de produits contenant des nonylphénols et leurs dérivés éthoxylés, 4 % de la formulation et de la distribution de ces produits et 1 % de leur production (Environnement Canada, 2004b).

En raison de l'absence de documentation disponible sur les sources de rejets du butylphénol et de l'octylphénol au Canada, les informations recueillies sur les nonylphénols et ses dérivés éthoxylés sont

présentées. Puisqu'un bon nombre d'applications de ces composés sont similaires, voire identiques au nonylphénol, il est jugé que les sources de rejets dans l'environnement sont semblables. Les paragraphes suivants décrivent les émissions de nonylphénols et de leurs dérivés éthoxylés dans l'air, le sol ou le milieu aquatique, ainsi que les rejets totaux déclarés à l'INRP.

#### **4.3.1 Émissions atmosphériques**

La part des émissions des nonylphénols et de leurs dérivés éthoxylés vers le compartiment atmosphérique est peu élevée en raison de leur faible volatilité (Metcalf et al., 1996). Toutefois, une étude indique que dans les régions urbaines et côtières du fleuve Hudson de New York, la volatilisation eau-air est significative et entraîne de fortes concentrations atmosphériques de substances nonylphénoliques (Dachs, Van Ry et Eisenreich, 1999).

#### **4.3.2 Émissions vers le sol**

Les sources de rejets des nonylphénols et de leurs dérivés éthoxylés dans l'environnement terrestre sont peu nombreuses. Ces composés pénètrent majoritairement dans les sols lors de l'épandage de pesticides contenant des substances nonylphénoliques, sur les champs agricoles, les vergers, les terrains de golf et les forêts. Une autre source de contamination du milieu terrestre est l'épandage de boues d'épuration ou de papetières sur les sols à des fins agricoles ou lorsqu'elles sont utilisées comme remblai. L'élimination de ces boues dans des décharges peut également représenter une source d'émissions des nonylphénols et de leurs dérivés éthoxylés dans l'environnement terrestre. (CCME, 2002 ; Environnement Canada, 2002)

#### **4.3.3 Émissions vers les eaux**

Près de 60 % de la production des nonylphénols et de leurs dérivés éthoxylés se retrouvent dans le milieu aquatique (Ying, Williams et Kookana, 2002). La majorité de ces composés est rejetée dans l'environnement par les eaux usées des effluents industriels ou municipaux, mais également par rejet direct (Campbell, 2002). Au Canada, les industries qui utilisent des produits nettoyants, des dégraisseurs et des détergents ainsi que celles procédant à la fabrication et la distribution de surfactants sont les principaux responsables de la présence des nonylphénols et de leurs dérivés éthoxylés dans les rejets industriels (Environnement Canada et Santé Canada, 2001 ; Servos et al., 2000). Les usines de pâtes et papiers et les usines de textiles représentent une seconde source industrielle importante (Campbell, 2002 ; Metcalfe et al., 1996).

Bien que les stations municipales et industrielles de traitement des eaux usées parviennent à dégrader une part importante des nonylphénols et de leurs dérivés éthoxylés, une certaine quantité se retrouve dans l'effluent final et donc, dans le milieu aquatique récepteur (Berryman et al., 2012). En effet, les procédés conventionnels de traitement des eaux usées ne dégradent que partiellement ces composés (Bélanger, 2010). Les quantités de nonylphénols et de leurs dérivés éthoxylés qui atteignent les eaux naturelles à la suite de

leur passage dans une station d'épuration sont estimées à 40 % des concentrations de l'affluent (Ahel, Schaffner et Giger, 1996).

Les écoulements provenant des sources terrestres de nonylphénols et de ses dérivés éthoxylés constituent également une voie d'accès au milieu aquatique. Ainsi, le ruissellement et la lixiviation des champs, des vergers, des terrains de golf et des forêts, ayant été traités par pulvérisation de pesticides contenant des nonylphénols et leurs dérivés éthoxylés, représentent un apport de ces substances dans l'eau. Les écoulements provenant des boues d'épuration ou de papetières conduisent aussi au rejet de ces produits dans le milieu aquatique. (CCME, 2002 ; Environnement Canada, 2002)

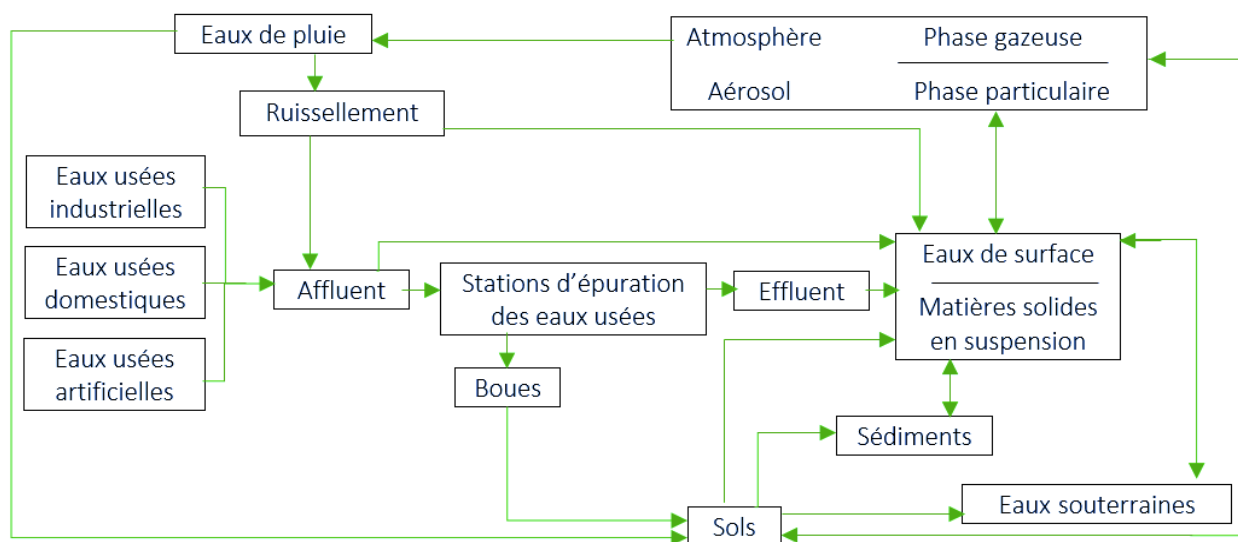
#### 4.3.4 Rejets de nonylphénols et de leurs dérivés éthoxylés déclarés à l'INRP

Le tableau 4.4 présente les rejets de nonylphénols et de leurs dérivés éthoxylés dans l'air, le sol et l'eau déclarés à l'INRP de 2007 à 2016. Ces données sont utilisées à titre indicatif afin d'établir lequel des compartiments environnementaux est davantage atteint par les rejets d'alkylphénols et de leurs dérivés éthoxylés. Les résultats des dix dernières années indiquent que les rejets de nonylphénols et de leurs dérivés éthoxylés dans l'eau représentent la majorité des rejets totaux. En 2016, les rejets dans le milieu aquatique représentaient 93,1 %, alors que les rejets atmosphériques contribuaient à 5,7 % des rejets totaux. Il est par ailleurs intéressant de souligner que les rejets totaux ont augmenté de 70 % de 2012 à 2016, passant de 13 à 44 tonnes. (Environnement et Changement climatique Canada, 2017)

**Tableau 4.4 Rejets de nonylphénols et de leurs dérivés éthoxylés déclarés à l'INRP de 2007 à 2016 (en tonnes)** (inspiré de : Environnement et Changement climatique Canada, 2017)

Rejets	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Air	48	2,6	1,0	0,86	0,32	0,39	1,6	1,0	2,1	2,5
Sol	0,001	0,003	0,004	0,001	0,038	0,042	0,045	0	0	0
Eau	53	55	53	28	52	13	23	48	44	41
Total	101	58	54	29	52	13	25	49	46	44

Le comportement et le devenir d'un contaminant dans l'environnement dépendent d'un grand nombre de facteurs comme les propriétés physico-chimiques des substances rejetées, ainsi que des caractéristiques du milieu récepteur telles que la température, le degré d'ensoleillement, la nature et la concentration des populations microbiennes et des matériaux dissous ou en suspension dans l'eau, etc. (Maguire, 1999). La persistance, la distribution et la biodisponibilité des alkylphénols sont d'ailleurs fortement influencées par leur dégradation et leur sorption à la suite de leur rejet dans l'environnement (Environnement Canada, 2002 ; Ying et al., 2002). En raison de la variation des propriétés physiques et chimiques des alkylphénols et de leurs dérivés éthoxylés ainsi que de leur dégradation en d'autres métabolites, le devenir environnemental de ces substances est très complexe (Environnement Canada et Santé Canada, 2001). Les interactions des différents compartiments environnementaux et anthropiques dans lesquels les alkylphénols peuvent se retrouver sont présentées à la figure 5.1. Les principaux mécanismes de dégradation physique, chimique et biologique des substances dans les écosystèmes sont respectivement la volatilisation et l'adsorption sur les solides en suspension et les sédiments, la dégradation ou la transformation chimique et photochimique ainsi que l'absorption et la transformation par les micro-organismes (Environnement Canada et Santé Canada, 2001).



25

## 5.1 Distribution du butylphénol et de l'octylphénol dans l'environnement

Selon les modèles génériques de fugacité développés par l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) (1995 ; 2000), il est possible d'estimer la distribution globale dans l'environnement du butylphénol et de l'octylphénol. Le tableau 5.1 présente une estimation théorique de cette répartition selon le compartiment environnemental dans lequel les rejets sont émis.

D'après ces estimations, la majorité du butylphénol rejeté dans l'air serait transportée vers un autre compartiment. En effet, 35,9 % serait distribué dans le compartiment terrestre, 23,3 % dans le compartiment aquatique et 1,1 % dans les sédiments. Toutefois, une partie du butylphénol demeurerait dans l'atmosphère avec un pourcentage estimé de 39,7 %. (OCDE, 2000) Les émissions atmosphériques d'octylphénol seraient majoritairement distribuées vers le compartiment terrestre (67,7 %), alors que 5,1 % se dirigerait vers le milieu aquatique et 1,2 % vers les sédiments. Au final, sur la totalité des rejets dans l'atmosphère, 26,0 % de l'octylphénol demeurerait dans l'air. (OCDE, 1995)

Les modèles indiquent que, lors d'un rejet dans l'eau, la majorité du butylphénol (95,3 %) et de l'octylphénol (77,9 %) demeurerait à l'équilibre dans ce milieu. Un moindre pourcentage, 4,4 % du butylphénol et 17,8 % de l'octylphénol, serait transporté vers les sédiments, alors que des pourcentages négligeables seraient dirigés vers le sol et l'air.

Si le butylphénol et l'octylphénol étaient rejetés dans le sol, les modèles prédisent qu'ils resteraient presque entièrement dans ce milieu, dans une proportion de 99,6 %. (OCDE, 1995 ; 2000)

**Tableau 5.1 Répartition environnementale potentielle du butylphénol et de l'octylphénol obtenue à partir d'un modèle générique de fugacité (niveau Mackay III) (compilation d'après : OCDE, 1995, p. 11 et OCDE, 2000, p. 68)**

Compartiment	Rejets 100 % dans l'air		Rejets 100 % dans l'eau		Rejets 100 % dans le sol	
	Butylphénol	Octylphénol	Butylphénol	Octylphénol	Butylphénol	Octylphénol
Air	<b>39,7 %</b>	26,0 %	0,2 %	1,2 %	0,0 %	< 0,1 %
Eau	23,3 %	5,1 %	<b>95,3 %</b>	<b>77,9 %</b>	0,4 %	0,3 %
Sol	35,9 %	<b>67,7 %</b>	0,2 %	3,1 %	<b>99,6 %</b>	<b>99,6 %</b>
Sédiments	1,1 %	1,2 %	4,4 %	17,8 %	0,0 %	0,1 %

## 5.2 Devenir des alkylphénols dans l'atmosphère

Une élimination rapide du compartiment atmosphérique est observée pour le butylphénol, en raison de l'action combinée de la photodégradation et de la réaction avec les radicaux hydroxyles (EU, 2008). La demi-vie du butylphénol dans l'atmosphère est estimée à 0,4 jour. Une photodégradation est attendue

puisque le butylphénol possède une bande d'absorption à la région ultraviolette (OCDE, 2000). Ainsi, une réduction de 46,8 % du butylphénol a été observée au bout de 17 heures d'exposition aux rayons ultraviolets (Freitag, Lay et Korte, 1984). Le butylphénol va également précipiter lors des épisodes de pluie en raison de sa solubilité dans l'eau (EU, 2008).

L'octylphénol relâché dans le compartiment atmosphérique est rapidement éliminé par l'action d'une réaction avec les radicaux hydroxyles. Sa demi-vie modélisée est estimée à 0,25 jour. La rapidité de cette réaction est telle que l'octylphénol est peu sujet d'être transporté vers des régions éloignées de sa source d'émission. (Environment Agency, 2005a) Par conséquent, la dispersion atmosphérique est limitée et les concentrations dans les sols à la suite d'épisodes de précipitations sont probablement plus élevées près du point d'émission (OSPAR Commission, 2006). La fraction d'octylphénol qui s'adsorbe sur les gouttelettes d'eau est susceptible d'être faible en raison de sa basse solubilité. Ainsi, le potentiel de transport dans l'environnement atmosphérique par cette voie est probablement peu élevé (Environment Agency, 2005a).

### **5.3 Devenir des alkylphénols dans les sols et les sédiments**

Peu d'études existent sur le devenir des alkylphénols dans les sols et les sédiments. Toutefois, il est possible d'affirmer qu'en raison de leur Koc élevé qui favorise leur adsorption sur les particules, les alkylphénols ont un fort potentiel de rétention dans les sols et les sédiments.

Selon INERIS (2014), le butylphénol possède une mobilité réduite dans les sols. Il est donc peu sujet à migrer vers les eaux souterraines en raison de sa forte adsorption dans les sols. Sa demi-vie y serait de 90 jours (EU, 2008). Dans les sédiments, selon Remberger et al. (2003), la demi-vie du butylphénol est de 150 jours.

Selon *Toxicology Data Network* (TOXNET) (2002), l'octylphénol possède une certaine mobilité dans les sols sableux ou graveleux lui permettant de migrer vers les eaux souterraines. Cependant, des concentrations moins élevées que celles des sources d'origine s'y retrouveraient en raison des processus d'adsorption et de biodégradation. Des essais en laboratoire, utilisant une population de sol mixte, ont démontré que l'octylphénol est biodégradé dans des conditions aérobies et anaérobies (Hutchins, Tomson, Wilson et Ward, 1984a ; Hutchins et al., 1984b). Dans un sol acclimaté à l'octylphénol, 7 % du composé est minéralisé en 16 heures (Hutchins et al., 1984b). Dans les sédiments, sa demi-vie est de 150 jours, tout comme celle du butylphénol (Remberger et al., 2003). Johnson et al. (1998) ont effectué des études en laboratoire sur la sorption de l'octylphénol sur les sédiments de trois rivières anglaises. Les résultats révèlent que les sédiments ayant absorbé le plus d'octylphénols ont une proportion plus élevée de carbone organique total et de particules d'argile et de limon. De plus, les sédiments en suspension dans les zones industrialisées ont adsorbé de 5 à 35 fois plus d'octylphénols que les lits de sédiments, ce qui indique que les sédiments en suspension pourraient jouer un rôle clé dans le devenir de cette substance. Des essais ont également été

réalisés avec des sédiments du lit des rivières enrichis d'octylphénol et incubés dans des conditions anaérobies. Après 83 jours, aucune dégradation n'a été observée, ce qui signifie que les teneurs en oxygène dans le milieu pourraient jouer un rôle dans la dégradation de l'octylphénol. (Johnson, White, Bhardwaj et Jürgens, 2000) L'adsorption de l'octylphénol pourrait également être influencée par le pH du milieu puisqu'il est un acide faible. Toutefois, il est estimé que l'octylphénol est majoritairement présent dans l'environnement sous la forme non dissociée, soit plus hydrophobe, en raison de son pKa d'environ 10 (Environment Agency, 2005a).

#### **5.4 Devenir des alkylphénols dans l'eau**

Selon DEPA (2013), le butylphénol résiste à l'hydrolyse et à la photolyse. La faible constante de la loi de Henry suggère qu'il est peu probable que le butylphénol se volatilise à partir de l'eau (OCDE, 2000). Ainsi, la dégradation abiotique est considérée comme un mécanisme négligeable de son devenir dans l'environnement aquatique. En ce qui a trait à la biodégradation du butylphénol dans le milieu aquatique, le *Norwegian Institute for Water Research* (NIVA) (2001) confirme la présence d'une biodégradation de type aérobie du butylphénol. Après 28 jours, elle serait de 60 % pour une concentration de butylphénol de 15 mg/L et de 42 % pour une concentration de 25 mg/L. Selon ces données, le butylphénol serait facilement biodégradable et sa demi-vie dans l'eau de surface est de 50 jours (DEPA, 2013).

Les données citées par OCDE (1995) suggèrent que 30 % de l'octylphénol est dégradé en une journée dans la couche superficielle des eaux naturelles. La demi-vie dans un ruisseau peu profond (20-25 cm de profondeur) et ensoleillé est de 13,9 heures, ce qui suggère qu'une photolyse et/ou une hydrolyse peuvent avoir lieu. La volatilisation à partir de l'eau de surface peut se produire, les demi-vies estimées pour une rivière et un lac étant respectivement de 8 et 61 jours (TOXNET, 2002). Toutefois, l'adsorption à des matières particulaires peut atténuer ce processus. En effet, en raison de la valeur de son Koc, l'octylphénol devrait s'adsorber sur les sédiments et les matières en suspension présentes dans l'eau. Ying et Kookana (2003) ont analysé la dégradation de l'octylphénol dans des échantillons d'eau de mer. Les résultats démontrent la présence d'élimination par volatilisation et par sorption dans des solutions aérées en faisant barboter de l'air, alors que des solutions sans bulle d'air ont montré un taux d'élimination plus lent. L'octylphénol possédant une faible volatilité et une faible solubilité dans l'eau, la dégradation serait ainsi favorisée en présence d'oxygène. Toutefois, la stabilité de l'octylphénol et l'absence de dégradation chez les témoins dans les études de biodégradation indiquent qu'il est probable que la dégradation abiotique soit un processus négligeable. (Environment Agency, 2005a ; Johnson et al., 2000)

Les résultats de biodégradation aquatique de l'octylphénol varient d'une étude à l'autre ; celle-ci va d'aucune biodégradation à une biodégradation de 62 % après 28 jours. En suivant la Ligne directrice 301B de l'OCDE, une concentration de 12,3 mg/L d'octylphénol a été dégradée à 62 % après 28 jours, en utilisant une population de micro-organismes adaptés, c'est-à-dire ayant déjà été exposés à des alkylphénols (Staples,

Naylor, Williams et Gledhill, 2001). Selon la Ligne directrice 302C de l'OCDE, aucune dégradation de 30 mg/L d'octylphénol n'a été observée après 28 jours en utilisant une population mixte de micro-organismes non adaptés (Environment Agency, 2005a). Selon DEPA (2013), l'octylphénol ne serait pas facilement biodégradable, mais un certain degré de dégradation serait présent à la suite d'une période d'adaptation des micro-organismes. Dans des tests de simulation, l'octylphénol serait faiblement biodégradable dans des conditions aérobies et aucunement biodégradable dans des conditions anaérobies (DEPA, 2013). Johnson et al. (2000) ont étudié le potentiel de biodégradation de l'octylphénol dans certaines rivières anglaises. Ils ont obtenu des demi-vies variant entre 7 et 50 jours. Les résultats démontrent que les demi-vies dans les régions industrialisées et urbanisées sont plus courtes que celles dans les régions rurales et montagneuses. Cette différence pourrait être expliquée par la présence d'une plus grande concentration de bactéries dans les régions industrialisées et urbanisées.

#### **5.4.1 Dégradation des alkylphénols par les stations d'épuration des eaux usées**

Le type de traitement, le temps de résidence et la température sont des facteurs qui influencent le degré de dégradation des alkylphénols dans les stations d'épuration des eaux usées. Une grande partie des alkylphénols est acheminée à ces installations sous la forme d'alkylphénols éthoxylés à longue chaîne. Toutefois, peu de ces composés sont rejetés par les stations d'épuration, des produits de dégradation intermédiaires à courte chaîne ou sans chaîne éthoxylée tels que les alkylphénols diéthoxylate ou monoéthoxylate et les alkylphénols étant retrouvés dans l'environnement. (Maguire, 1999)

#### **Traitements biologiques**

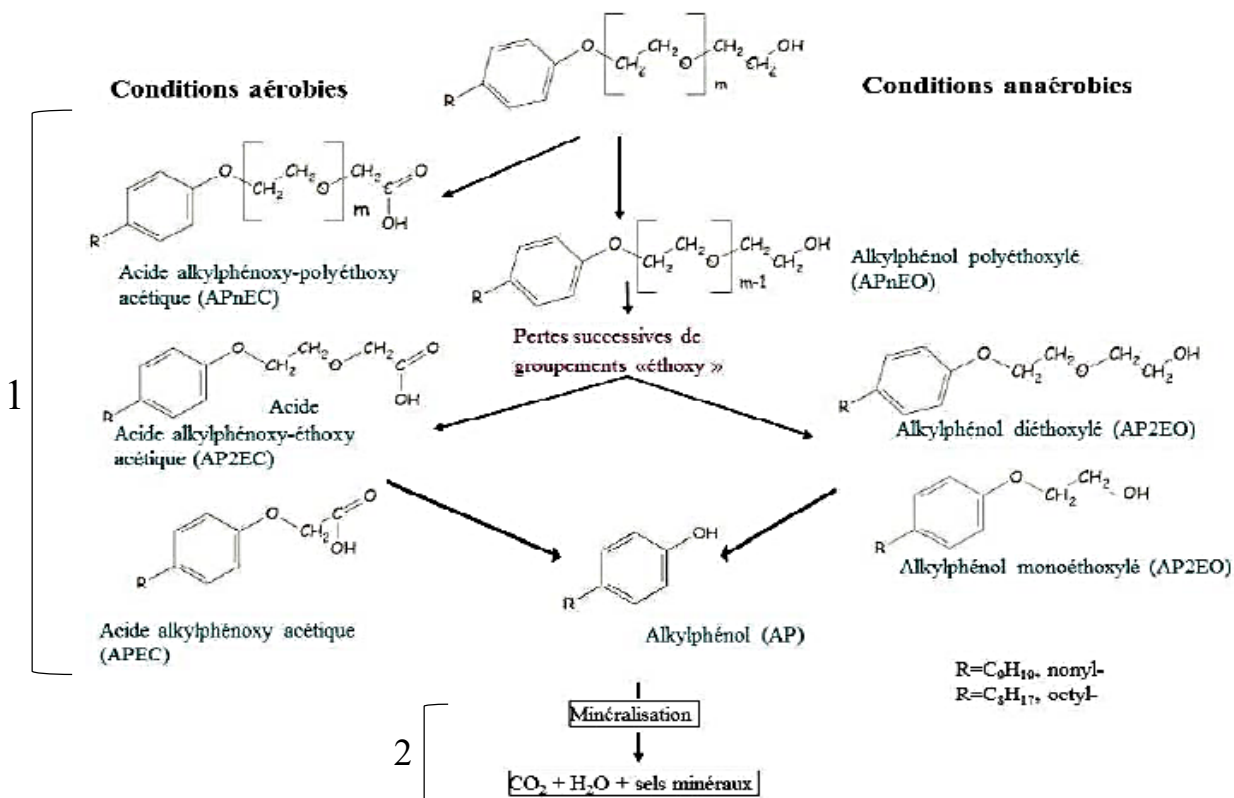
La dégradation biologique primaire des contaminants organiques par les boues activées est le principal mécanisme utilisé pour le traitement des eaux usées dans le monde (Priac et al., 2014). La biodégradation primaire des alkylphénols éthoxylés se produit plus rapidement dans ces installations que dans les milieux naturels en raison de la concentration plus élevée de micro-organismes (Environnement Canada et Santé Canada, 2001).

Durant les traitements biologiques des eaux usées, les alkylphénols éthoxylés subissent un processus de dégradation en deux phases (figure 5.2). La biodégradation primaire consiste en un retrait progressif des groupes éthoxylés pour former des congénères à courte chaîne éthoxylée tels que les alkylphénols mono- ou diéthoxylés. La perte du dernier groupe éthoxylé aboutit en la formation du nonylphénol ou de l'octylphénol, dépendamment de la substance mère. En cours de processus, le groupe alcool — OH est oxydé en groupe — COOH, ce qui génère des acides carboxyliques plus solubles que les alkylphénols mono- ou diéthoxylés. (Berryman, Houde, Deblois et O'Shea, 2003 ; CCME, 2002 ; Environnement Canada, 2002 ; Lu et Gan, 2014) Les produits intermédiaires ainsi formés sont plus résistants à la dégradation que les alkylphénols éthoxylés (Ying et al., 2002). En absence d'oxygène, la formation de nonylphénol à partir



d'alkylphénol éthoxylé est favorisée de quatre à huit fois, comparativement en présence d'oxygène (De Araujo, Bauerfeldt et Cid, 2017). Les produits intermédiaires des alkylphénols éthoxylés se dégradent plus facilement en condition aérobie (Ying et al., 2002).

La biodégradation totale implique l'éclatement du noyau benzénique et l'oxydation du radical ce qui mène à la conversion complète des molécules en sels inorganiques, en CO<sub>2</sub> et en eau (Berryman et al., 2003 ; Environnement Canada, 2002). Toutefois, dans les stations d'épuration des eaux usées, la seconde phase est rarement complétée en raison de la résistance des produits intermédiaires à la biodégradation (Ahel, Giger et Koch, 1994 ; Maguire, 1999). De plus, au fur et à la mesure que la chaîne polyéthoxylée diminue, le composé devient de plus en plus hydrophobe, ce qui cause son adsorption sur les particules en suspension et sur les boues (Melcer, Monteith, Staples et Klecka, 2006). En conséquence, ceux-ci ont tendance à concentrer les alkylphénols et les alkylphénols mono- ou diéthoxylés (CCME, 2009).



**Figure 5.2 Biodégradation des alkylphénols éthoxylés** (tiré de : Soulier, 2012, p. 52)

1 : dégradation primaire      2 : dégradation totale

### Autres traitements

Plusieurs traitements alternatifs, utilisés à moins grande échelle que la biodégradation, existent pour traiter les micropolluants retrouvés dans l'eau de surface, tels que les alkylphénols. Il s'agit notamment des procédés physiques comme l'osmose inverse, la nanofiltration, l'ultrafiltration et l'adsorption sur le charbon activé. Des techniques d'oxydation avancée sont également reconnues pour éliminer efficacement les

alkylphénols. Parmi celles-ci, on retrouve l'oxydation photo-catalytique, l'oxydation sonochimique, la photo-oxydation ainsi que les méthodes d'oxydations chimiques utilisant l'ozone, le dichlore, l'acide hypochloreux ou le dioxyde de chlore. (Sharma et al., 2009)

Les stations reconnues pour être les plus efficaces pour éliminer les alkylphénols sont celles ayant soit un traitement à l'ozone, soit un traitement au charbon activé ou les deux combinés (INERIS, 2006). Selon une étude effectuée par Berryman et al. (2003), le pourcentage d'élimination du nonylphénol dans une usine utilisant l'ozonation est de 94 %, alors que celui du traitement au charbon activé est de 77 %. Les stations d'épuration utilisant un traitement composé d'ozonation suivi d'une filtration au charbon activé éliminent jusqu'à 99 % du nonylphénol. À titre comparatif, le pourcentage d'élimination du nonylphénol par l'osmose inverse et la nanofiltration varie entre 55 et 83 % (Lee et al., 2008), alors que l'élimination des alkylphénols par l'oxydation sonochimique se situe entre 48 et 82 % (Yim, Yoo et Maeda, 2003).

### 5.5 Persistance des alkylphénols

La persistance d'une substance dans l'environnement est souvent exprimée en termes de demi-vie dans le milieu environnemental donné. Le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE définit la demi-vie comme étant : « Le temps nécessaire à la réduction de moitié, par transformation, de la concentration d'une substance dans un milieu donné ». Une substance est qualifiée de persistante si au moins l'un des critères d'évaluation présentés au tableau 5.2 est atteint. À noter que la persistance dans l'air peut également être jugée selon la susceptibilité d'une substance à être transportée dans l'atmosphère jusqu'à des régions éloignées de son point de rejet (*Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*).

Les demi-vies du butylphénol et de l'octylphénol dans différents milieux sont résumées au tableau 5.2. Étant donné qu'aucune de ces demi-vies n'est supérieure ou égale aux critères d'évaluation, le butylphénol et l'octylphénol ne sont pas considérés comme des substances persistantes au sens du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*. Toutefois, il faut préciser que les critères de persistance et de bioaccumulation de ce règlement ont été établis pour le bannissement des composés, ce qui signifie que les composés peuvent être persistants ou bioaccumulables à des valeurs inférieures aux critères présentés.

**Tableau 5.2 Détermination de la persistance selon le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* et demi-vie du butylphénol et de l'octylphénol dans différents milieux**

Indicateurs de persistance	Critères d'évaluation	Butylphénol	Octylphénol
Demi-vie dans l'air	≥ 2 jours	0,4 jour <sup>(2)</sup>	0,25 jour <sup>(1)</sup>
Demi-vie dans l'eau	≥ 182 jours	50 jours <sup>(2)</sup>	7-50 jours <sup>(3)</sup>
Demi-vie dans les sédiments	≥ 365 jours	150 jours <sup>(4)</sup>	150 jours <sup>(4)</sup>
Demi-vie dans le sol	≥ 182 jours	90 jours <sup>(2)</sup>	-

<sup>(1)</sup> : Environment Agency, 2005a

<sup>(2)</sup> : EU, 2008

<sup>(3)</sup> : Johnson et al., 2000

<sup>(4)</sup> : Remberger et al., 2003

À titre comparatif, les demi-vies du nonylphénol dans l'air et l'eau sont respectivement de 0,3 et 150 jours. Dans le sol, la demi-vie est de 300 jours, ce qui dépasse le critère d'évaluation présenté au tableau 5.2. De ce fait, le nonylphénol est considéré comme une substance persistante selon le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*. (Environnement Canada et Santé Canada, 2001)

### 5.6 Devenir des alkylphénols dans les biotes

Le butylphénol et l'octylphénol présentent un potentiel de bioaccumulation en raison de leurs propriétés physico-chimiques, comme un fort log K<sub>ow</sub>. Les facteurs de bioconcentration (FBC) disponibles dans la littérature sont présentés au tableau 5.3.

Pour le butylphénol, un FBC de 125 a été modélisé à partir de ses propriétés physico-chimiques (EU, 2008). Les FBC obtenus en laboratoire sont inférieurs, ceux-ci allant de 20 à 120. L'algue verte *Chlorella fusca* présente la plus basse valeur (20) à la suite d'une exposition à 50 µg/L de butylphénol (OCDE, 2000). Les algues semblent moins accumuler que les autres niveaux trophiques tels les poissons. En effet, un FBC de 120 a été mesuré chez l'ide mélanote (*Leuciscus idus melanotus*) exposé à 46 µg/L de butylphénol pour une période de 3 jours (Freitag et al., 1984). Une autre espèce de poisson, soit la carpe commune (*Cyprinus carpio*), a été exposée à 40 µg/L pendant huit semaines. Le FBC résultant pour cette espèce varie entre 20 et 43 (OCDE, 2000).

Un FBC de 634 a été estimé pour l'octylphénol, à partir du log K<sub>ow</sub> de 4,12 (Environment Agency, 2005a). Les FBC obtenus en laboratoire ou sur le terrain varient entre 74 et 471. Par exemple, une valeur de 261 a été obtenue chez le médaka (*Oryzias latipes*) et la demi-vie biologique du composé dans cet organisme était de 7,7 heures (Tsuda et al., 2000). Après dix jours d'exposition, Ferreira-Leach et Hill (2001) ont mesuré un FBC de 471 chez la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*). Les graisses, les intestins, le foie et le cæcum pylorique présentaient des FBC plus élevés, ceux-ci variant entre 800 et 1 200.

Il est intéressant de comparer ces valeurs avec celles du nonylphénol. Dans les biotes, les FBC du nonylphénol varient entre 0,9 et 4 120 (Environnement Canada et Santé Canada, 2001). Le FBC du nonylphénol est de 280 pour le saumon atlantique (*Salmo salar*), comparativement à 331 pour l'octylphénol (McLeese, Zitko, Sergeant, Burridge et Metcalfe, 1981). Chez la truite arc-en-ciel, un FBC de 98 a été mesuré à la suite d'une exposition au nonylphénol, ce qui est moins élevé que la valeur obtenue pour l'octylphénol (Lewis et Lech, 1996). Il semblerait donc que l'octylphénol possède un potentiel de bioaccumulation plus important que le nonylphénol chez certaines espèces en particulier.

**Tableau 5.3 Facteur de bioconcentration du butylphénol et de l'octylphénol**

Espèce	Butylphénol	Octylphénol	Référence
Algue verte ( <i>Chlorella fusca</i> )	34	-	Freitag et al., 1984
Ide mélanote ( <i>Leuciscus idus</i> )	120	-	OCDE, 2000
Carpe commune ( <i>Cyprinus carpio</i> )	20-43	74	OCDE, 2000 ; Liu et al., 2011
Saumon atlantique ( <i>Salmo salar</i> )	37	331	McLeese et al., 1981
Poisson (valeur calculée, pire cas raisonnable)	125	634	Environment Agency, 2005a ; EU, 2008
Chevesne ornithorynque ( <i>Zacco platypus</i> )	-	129	Tsuda et al., 2000
Médaka ( <i>Oryzias latipes</i> )	-	261	Tsuda et al., 2000
Ayu ( <i>Plecoglossus altivelis</i> )	-	297	Tsuda, Takino, Muraki, Harada et Kojima, 2001
Truite arc-en-ciel ( <i>Oncorhynchus mykiss</i> )	-	471	Ferreira-Leach et Hill, 2001

Selon le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE, une substance est qualifiée de bioaccumulable si au moins l'un des critères présentés au tableau 5.4 est atteint. Dans le cas où le facteur de bioaccumulation (FBA) ne peut être calculé, le FBC peut substituer le FBA, et dans le cas où ni le FBA et le FBC ne peuvent être déterminés, le log de Koe peut être employé. Puisque le butylphénol et l'octylphénol possèdent des FBC inférieurs à 5 000 et que leur log de Koe est inférieur à 5, ils ne sont pas considérés comme fortement bioaccumulables selon cette définition. Toutefois, quelques études mentionnent qu'ils ont un certain potentiel à être bioaccumulés (Bennie, 1999 ; Environment Agency, 2005a ; EU, 2008 ; Gauthier, 2010). Par exemple, selon Jonsson (2006), les alkylphénols présenteraient un fort potentiel de bioaccumulation chez les poissons et les moules. De plus, en utilisant un log de Koe de 5,28 (valeur maximale des Koe collectés dans la littérature), la valeur estimée du FBC est de 6 000, ce qui suggère une forte bioconcentration dans les organismes aquatiques (Franke et al., 1994 ; Meylan et Howard, 1995). Il est à noter que les alkylphénols à courte chaîne, tels que le butylphénol, ont un potentiel de bioaccumulation plus faible que ceux à longue chaîne comme l'octylphénol (DEPA, 2013). Ceci peut être en partie expliqué par les valeurs de leur log de Koe et leur FBC plus faibles (tableau 3.1 et tableau 5.3).

**Tableau 5.4 Détermination de la bioaccumulation selon le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation***

Indicateurs de bioaccumulation	Critères d'évaluation
Facteur de bioaccumulation	$\geq 5\,000$
Facteur de bioconcentration	$\geq 5\,000$
Log de Koe	$\geq 5$

### 5.6.1 Métabolisation et excrétion chez les organismes supérieurs

Les données toxicocinétiques disponibles sur le butylphénol indiquent un pourcentage d'absorption par la voie orale de 73 % et de près de 100 % pour chacune des voies respiratoire et cutanée (EU, 2008 ; Freitag et al., 1982). Une étude avec du butylphénol radiomarké a montré qu'une quantité inférieure à 0,01 % de la dose administrée par gavage est retrouvée dans les tissus adipeux et les poumons, 0,02 % dans le foie et 0,1 % dans la carcasse (Freitag et al., 1982). Chez le rat, le butylphénol est majoritairement métabolisé en glucuroconjugué (67 - 71 %) et en conjugué sulfate (17 - 29 %) (EU, 2008). À la suite d'une administration par voie orale chez le rat, 72,9 % est éliminé dans l'urine, comparativement à 26,7 % par les fèces (Koster, Halsema, Scholtens, Knippers et Mulder, 1981). Ces résultats démontrent une faible rétention du butylphénol de l'ordre de 0,1 %. Ainsi, il apparaît que le butylphénol est peu susceptible d'être bioaccumulé dans la chaîne alimentaire puisque ce composé est rapidement glucuronisé ou sulfaté pour être éliminé dans les urines ou les fèces.

Chez le rat, une absorption rapide de l'octylphénol est observée par la voie orale. En effet, moins de dix minutes après une administration par gavage, l'octylphénol a été détecté dans le sang (Certa, Fedtke, Wiegand, Muller et Bolt, 1996). En ce qui a trait à l'absorption respiratoire, elle est estimée négligeable en raison de la faible volatilité de l'octylphénol (Hamelin, 2009). L'absorption par la voie cutanée est également jugée négligeable, puisque seulement 1 % de nonylphénol, un composé similaire à l'octylphénol, est absorbé chez le rat (Monteiro-Riviere et al., 2000). Étant donné que l'octylphénol est très lipophile, il s'accumule de façon préférentielle dans les tissus adipeux. Ainsi, l'étude de Certa et al. (1996) démontre que 0,64 % de la dose administrée par gavage est distribué dans les tissus adipeux, 0,04 % dans le foie, 0,04 % dans les reins, 0,02 % dans les muscles et moins de 0,01 % dans le cerveau et les poumons. Le composé n'a été détecté dans aucun autre tissu de l'animal, ce qui laisse supposer que le reste de l'octylphénol est éliminé. En effet, l'octylphénol est principalement métabolisé dans le foie par le cytochrome P-450, mais également dans l'intestin et les reins (Nomura, Daidoji, Inoue et Yokota, 2008). Chez le rat et la truite arc-en-ciel, la métabolisation se fait par conjugaison avec l'acide glucuronique ou au sulfate suivie d'une élimination rapide du produit par la voie hépatobiliaire (Ferreira-Leach et Hill, 2001 ; Van den Berg, Sanderson, Kurihara et Katayama, 2003). Toutefois, de grandes quantités de l'octylphénol peuvent s'accumuler dans divers autres tissus du poisson (Ferreira-Leach et Hill, 2001). De plus, quelques études effectuées sur le poisson ont démontré que le métabolisme de l'octylphénol produit des intermédiaires oxydatifs pouvant avoir un rôle dans la toxicité de ce composé. En effet, des catéchols libres peuvent être oxydés pour former des composés ortho-quinones et ortho-semi-quinones réactifs se liant par covalence à des protéines et pouvant ainsi exercer des effets hépatotoxiques ou cancérogènes. (Pedersen et Hill, 2000a ; 2000b ; 2002)

## 6. CONCENTRATIONS ENVIRONNEMENTALES

Les données tirées de la littérature et portant sur les concentrations environnementales des alkylphénols indiquent que ces composés se retrouvent dans tous les médias environnementaux. Ce chapitre permet de dresser un portrait de l'ampleur de la contamination par le butylphénol et l'octylphénol dans le monde entier. Les milieux à l'étude incluent l'atmosphère, les boues, les matières en suspension, les sédiments, les sols, le milieu aquatique, les eaux usées ainsi que les biotes.

### 6.1 Concentrations environnementales des alkylphénols dans les milieux atmosphériques

Entre juillet 2001 et mars 2002, Saito, Onuki et Seto (2004) ont prélevé des échantillons d'air provenant de 33 lieux différents à Tokyo. Les résultats varient entre  $< 2,4$  et  $6,1 \text{ ng/m}^3$  de butylphénol. Bien que la production annuelle d'alkylphénols des États-Unis soit près de dix fois supérieure à celle du Japon (tableau 4.1), les concentrations de butylphénols dans l'air extérieur y sont inférieures. En effet, les résultats provenant de 29 échantillons d'air extérieur se situent entre  $< 0,8$  et  $3,4 \text{ ng/m}^3$  (Rudel et al., 2010). Le tableau 6.1 résume les concentrations atmosphériques de butylphénols relevées dans la littérature.

**Tableau 6.1 Concentrations de butylphénols mesurées dans l'air extérieur**

Milieu	Localisation	Période d'échantillonnage	Concentration ( $\text{ng/m}^3$ )	Référence
Air extérieur	Tokyo, Japon	2001-2002	$< 2,4-6,1$	Saito et al., 2004
Air extérieur	Californie, États-Unis	2006	$< 0,8-3,4$	Rudel et al., 2010

En ce qui a trait à l'octylphénol, les concentrations mesurées dans l'air extérieur varient entre  $0,01$  et  $5,3 \text{ ng/m}^3$  (tableau 6.2). Une étude américaine a démontré que les concentrations d'octylphénols sont plus élevées près d'un site agricole que près de sites urbain ou côtier (Van Ry et al., 2000). Les valeurs de  $0,01$  à  $2,5 \text{ ng/m}^3$  du site agricole peuvent être expliquées par la présence d'alkylphénols dans les produits agricoles, tels que les pesticides. En Allemagne, les concentrations en octylphénols mesurées près de trafic urbain sont significativement plus élevées que dans une zone industrielle (Salapasidou, Samara et Voutsas, 2011). Ceci pourrait s'expliquer par l'abrasion des pneus, qui peut représenter une source importante d'octylphénols dans les milieux urbains (Marscheider-Weidemann et al., 2011). Tout comme pour le butylphénol, la plus forte concentration atmosphérique d'octylphénols a été mesurée au Japon, soit une concentration de  $5,3 \text{ ng/m}^3$  (Saito et al., 2004).

**Tableau 6.2 Concentrations d'octylphénols mesurées dans l'air extérieur**

Milieu	Localisation	Période d'échantillonnage	Concentration (ng/m <sup>3</sup> )	Référence
Air extérieur (urbain)	New York, États-Unis	1998	0,01-0,74	Van Ry et al., 2000
Air extérieur (côtier)	New York, États-Unis	1998	< LD-1,0	Van Ry et al., 2000
Air extérieur (agricole)	New York, États-Unis	1998	0,01-2,5	Van Ry et al., 2000
Air extérieur	Bayreuth, Allemagne	2001	0,02-0,16	Berkner, Streck et Herrmann, 2004
Air extérieur	Tokyo, Japon	2001-2002	< 2-5,3	Saito et al., 2004
Air extérieur (urbain)	Thessaloniki, Grèce	2007	0,01-0,12	Salapasidou et al., 2011
Air extérieur (industriel)	Thessaloniki, Grèce	2007	< LD-0,02	Salapasidou et al., 2011

LD : Limite de détection

## **6.2 Concentrations environnementales des alkylphénols dans les boues, les matières en suspension, les sédiments et les sols**

Le tableau 6.3 énumère les concentrations de butylphénols retrouvées dans les boues, les matières en suspension, les sédiments et les sols. La plus forte concentration (0,21 µg/g) a été mesurée dans les boues provenant de chambres anaérobies de stations d'épuration en Suède (Remberger et al., 2003). Comme discuté dans le chapitre 5, la présence d'oxygène est susceptible de favoriser la dégradation des alkylphénols. Ainsi, les conditions anaérobies de cette étude pourraient justifier, en partie, le résultat mesuré dans ces boues. Dans les sols agricoles de l'Europe, une valeur estimée de 0,00004 µg/g a été modélisée, en supposant un taux de déposition de boues provenant de stations de traitement des eaux usées de 0,5 kg/m<sup>2</sup>/an (EU, 2008). Les valeurs mesurées dans l'environnement sont légèrement plus élevées, celle-ci étant de 0,0006 à 0,0017 µg/g en Suède (Remberger et al., 2003). Dans les sédiments, les concentrations mesurées varient entre 0,001 et 0,048 µg/g. Les concentrations les plus élevées ont été mesurées en Corée du Sud. Le manque d'installations adéquates de traitement des eaux usées et les rejets non autorisés seraient responsables des concentrations en alkylphénols retrouvées dans l'environnement de ce pays (Koh, Khim, Villeneuve, Kannan et Giesy, 2006).

**Tableau 6.3 Concentrations de butylphénols mesurées dans les boues, les matières en suspension, les sédiments et les sols**

Milieu	Localisation	Concentration (µg/g)	Référence
Boues	Suède (municipal)	0,0019-0,0026	Hajslova, 2002
	Suède	< 0,001-0,21	Remberger et al., 2003
Matières en suspension	Rivière Elbe et Tributaires, Allemagne	0,023-0,093	Heemken, Reincke, Stachel et Theobald, 2001
Sédiments	Suède	0,0015-0,028	Remberger et al., 2003
	Corée du Sud	< 0,001-0,048	Koh et al., 2006
Sols	Europe (agricole, valeur estimée)	0,00004	EU, 2008
	Suède	0,0006-0,0017	Remberger et al., 2003

Le tableau 6.4 présente les concentrations d'octylphénols mesurées dans les boues, les matières en suspension, les sédiments et les sols. Sur l'ensemble des échantillons répertoriés dans la littérature consultée, la valeur maximale mesurée se retrouve dans les boues du Canada. Lee et Peart (2002) ont analysé des échantillons de boues brutes et digérées provenant de sept provinces du Canada. L'octylphénol était présent dans les 35 échantillons analysés. Selon cette étude, l'accumulation des alkylphénols dans ce milieu peut être expliquée par leur faible taux de dégradation ainsi que de l'apport continu de ces composés dans les eaux usées domestiques et industrielles. Dans les sédiments, la concentration la plus élevée est également retrouvée au Canada. L'étude effectuée par Bennett et Metcalfe (1998) indique que la concentration de 23,7 µg/g a été mesurée dans des sédiments situés près d'un exutoire d'eaux usées en Ontario. Cette valeur est ainsi expliquée par la proximité d'une source d'octylphénols, soit une station de traitement des eaux usées. En France, une étude a analysé la concentration en octylphénols de quatre sites différents (rural, urbain, agricole et industriel). Les résultats démontrent que les sédiments du site ayant absorbé le plus d'octylphénols sont ceux ayant la proportion la plus élevée de carbone organique total, c'est-à-dire le milieu urbain (Fenet et al., 2003). Finalement, la seule donnée disponible pour la présence d'octylphénols dans les sols est celle de Remberger et al. (2003) qui indique des concentrations variant de 0,0008 à 0,0021 µg/g dans un site industriel de la Suède.

**Tableau 6.4 Concentrations d'octylphénols mesurées dans les boues, les matières en suspension, les sédiments et les sols**

Milieu	Localisation	Concentration (µg/g)	Référence
Boues	Toronto, Canada	9,2-12,1	Lee et Peart, 1995
	Lac Ontario, Canada	21,8	Bennett et Metcalfe, 1998
	Pays-Bas (municipal)	2	Belfroid et al., 1999



**Tableau 6.4 Concentrations d'octylphénols mesurées dans les boues, les matières en suspension, les sédiments et les sols (suite)**

Milieu	Localisation	Concentration (µg/g)	Référence
Boues	Pays-Bas (industriel)	24	Belfroid et al., 1999
	États-Unis	0,5-12,6	La Guardia, Hale, Harvey et Mainor, 2001
	Canada	0,8-43,9	Lee et Peart, 2002
	Suède	0,076-8,7	Remberger et al., 2003
	Toronto, Canada	1,9-13,4	Lee, Peart, Chan et Gris, 2004
	France	2,6	Ruel, Choubert, Ginestet et Coquery, 2008
Matières en suspension	Japon	0,33	Isobe, Nishiyama, Nakashima et Takada, 2001
	Grèce	0,03-0,36	Arditsoglou et Voutsas, 2009
Sédiments	Toronto, Canada	< 0,005-0,91	Lee et Peart, 1995
	Fleuve Saint-Laurent, Canada	< 0,01-1,8	Bennie, Sullivan, Lee, Pearl et Maguire, 1997
	Canada	< 0,01-20	Bennie, Sullivan, Lee et Maguire, 1998
	Lac Ontario, Canada	0,004-23,7	Bennett et Metcalfe, 1998
	Rivière Détroit, États-Unis	0,005-1,41	Bennett et Metcalfe, 1998
	Rivière Tees, Royaume-Uni	0,002-0,34	Lye, Frid, Gill, Cooper et Jones, 1999
	France (rural)	0,012	Fenet et al., 2003
	France (urbain)	0,491	Fenet et al., 2003
	France (agricole)	0,001	Fenet et al., 2003
	France (industriel)	0,005	Fenet et al., 2003
	États-Unis	8,22	Hale et al., 2000
	Rivière Elbe, Allemagne	0,021-0,086	Heemken et al., 2001
	Japon	0,003-0,67	Isobe et al., 2001
	États-Unis	0,002-0,008	Ferguson, Iden et Brownawell, 2001
	Portugal	< 0,001-0,0086	Petrovic, Lacorte, Viana et Barceló, 2002
	Rivière Elbe, Allemagne	0,062	Stachel et al., 2003
	Suède	0,0002-0,088	Remberger et al., 2003
	Espagne	0,03-0,10	Lacorte et al., 2006
	Corée du Sud	< 0,001-0,024	Koh et al., 2006
	États-Unis	0,02	Mayer et al., 2007
	Danemark	0,004-0,088	Nordemann Jensen et al., 2010
	Chine	1,61-2,23	Yu, Zhai, Hou, et Sun, 2009
	Fleuve l'Ebre, Espagne	0,001-0,143	Navarro, Tauler, Lacorte et Barceló, 2010
	Espagne	0,003	Brix et al., 2010
	Rivière Pearl, Chine	0,0003-0,0030	Chen et al., 2014
Sols	Suède (industriel)	0,0008-0,0021	Remberger et al., 2003

### 6.3 Concentrations environnementales des alkylphénols dans le milieu aquatique

Les concentrations environnementales de butylphénols mesurées dans le milieu aquatique se situent entre  $< 0,003$  et  $2,30 \mu\text{g/L}$  (tableau 6.5). Entre mai et décembre 2000, Basheer, Lee et Tan (2004) ont analysé 28 échantillons issus des eaux côtières de Singapour. Une concentration de  $2,30 \mu\text{g/L}$  a été mesurée près du parc Sembawang. Selon les auteurs, cette valeur élevée peut être justifiée par la forte circulation de bateaux et de navires ainsi que par les rejets d'effluents d'eaux usées provenant de deux usines de traitement des eaux usées à proximité du site. Ailleurs dans le monde, la présence de butylphénol dans les milieux aquatiques étudiés est de moins grande envergure selon les données disponibles dans la littérature.

**Tableau 6.5 Concentrations de butylphénols mesurées dans le milieu aquatique**

Milieu	Localisation	Concentration ( $\mu\text{g/L}$ )	Référence
Eaux de surface	Autriche	0,039	Scharf, Sattelberger et Lorbeer, 1999b
Eaux de surface	Rivière Elbe et tributaires, Allemagne	0,001-0,078	Heemken et al., 2001
Eaux de surface	Rivière Weissen Elster, Allemagne	0,001-0,005	Heemken et al., 2001
Eaux de surface	Suède	$< 0,003$ -0,14	Remberger et al., 2003
Eaux côtières	Singapour	0,01-2,30	Basheer et al., 2004

Les concentrations d'octylphénols mesurées dans le milieu aquatique sont présentées au tableau 6.6. Les données varient entre  $0,0008$  et  $13 \mu\text{g/L}$  pour les eaux de surface et de  $0,01$  à  $1,5 \mu\text{g/L}$  pour les eaux souterraines. Les données canadiennes les plus récentes sont issues de travaux d'Environnement et Changement climatique Canada (2009) sur la présence de produits pharmaceutiques et de soins personnels dans les eaux du fleuve Saint-Laurent. En 2006, l'octylphénol a été retrouvé dans 97 % des échantillons recueillis aux stations du suivi de la qualité de l'eau, à des concentrations allant jusqu'à  $0,011 \mu\text{g/L}$ . D'après une étude réalisée en France, les eaux de surface d'origine industrielle ( $< 0,001$ - $0,077 \mu\text{g/L}$ ) et urbaine ( $0,012$ - $0,070 \mu\text{g/L}$ ) possèdent des concentrations en octylphénols supérieures à celles d'origine rurale ( $< 0,001$ - $0,007 \mu\text{g/L}$ ) et agricole ( $0,002$ - $0,004 \mu\text{g/L}$ ) (Fenet et al., 2003). Des études japonaises ont démontré que la contamination des eaux de surface par les alkylphénols varie en fonction des saisons, les concentrations d'octylphénols étant plus élevées pendant la saison chaude au Japon (Isobe et al., 2001 ; Tsuda et al., 2000). Ceci pourrait s'expliquer par la hausse de l'activité microbienne à des températures plus élevées, qui entraînerait une dégradation accrue des octylphénols éthoxylés en octylphénols (Li et al., 2004).

**Tableau 6.6 Concentrations d'octylphénols mesurées dans le milieu aquatique**

Milieu	Localisation	Concentration (µg/L)	Référence
Eaux de surface	Rivière Lea, Angleterre	0,4	Blackburn et Waldock, 1995
Eaux de surface	Estuaire Tees, Angleterre	13	Blackburn et Waldock, 1995
Eaux de surface	Rivière Dart, Royaume-Uni	< 0,02-0,12	Warhurst, 1995
Eaux de surface	Ontario, Canada	< 0,005-0,47	Bennie et al., 1997
Eaux de surface	États-Unis	< 0,002-0,7	Snyder et al., 1999
Eaux de surface	Lac Biwa, Japon	0,01-0,09	Tsuda et al., 2000
Eaux de surface	Baie de la Jamaïque, États-Unis	0,0016-0,007	Ferguson et al., 2001
Eaux de surface	Allemagne	0,008-0,054	Kuch et Ballschmiter, 2001
Eaux de surface	Japon	0,01-0,18	Isobe et al., 2001
Eaux de surface	Espagne	< 0,001-0,770	Petrovic et al., 2002
Eaux de surface (agricole)	Bassin de Seine, France	0,002-0,004	Fenet et al., 2003
Eaux de surface (industriel)	Bassin de Seine, France	< 0,001-0,077	Fenet et al., 2003
Eaux de surface (urbain)	Bassin de Seine, France	0,012-0,070	Fenet et al., 2003
Eaux de surface (rural)	Bassin de Seine, France	< 0,001-0,007	Fenet et al., 2003
Eaux souterraines	Espagne	1,5	Latorre, Lacorte et Barceló, 2003
Eaux côtières	Singapour	0,01-0,80	Basheer et al., 2004
Eaux de surface	Rivière Haihe, Chine	0,018-0,020	Jin et al., 2004
Eaux souterraines	Australie	0,042	Hohenblum, Gans, Moche, Scharf et Lorbeer, 2004
Eaux de surface	Rivière Weser, Allemagne	0,0019-0,101	Environment Agency, 2005a
Eaux de surface	Pays-Bas	0,05-6,3	Vethaak et al., 2005
Eaux de surface	Portugal	0,07-2,3	Quiros et al., 2005
Eaux de pluie	Pays-Bas	0,28	Vethaak et al., 2005
Eaux de surface	Fleuve Tamise, Allemagne	< 0,02-0,43	OSPAR Commission, 2006
Eaux de surface	Estuaires, Allemagne	0,0008-0,0013	OSPAR Commission, 2006
Eaux de surface	Rivières Seveso et Lambro, Italie	0,016-0,111	Loos, Hanke, Umlauf et Eisenreich, 2007
Eaux de surface	Ontario, Canada	0,005-0,12	Mayer et al., 2007
Eaux de surface	Chine	0,027-1,44	Wu et al., 2007
Eaux de surface	Allemagne	< 0,010-0,420	Quednow et Püttmann, 2008
Eaux de surface	Rivière Ter, Espagne	0,10-3,98	Céspedes, Lacorte, Ginebreda et Barceló, 2008
Eaux de surface	Golfe Thermaïque, Grèce	0,005-0,078	Arditsoglou et Voutsas, 2009

**Tableau 6.6 Concentrations d'octylphénols mesurées dans le milieu aquatique (suite)**

Milieu	Localisation	Concentration (µg/L)	Référence
Eaux de surface	Fleuve Saint-Laurent, Québec, Canada	0,005-0,011	Environnement et Changement climatique Canada, 2009
Eaux de surface	Rivière Glatt, Suisse	0,0012-0,0069	Jonkers, Kohler, Dammshäuser et Giger, 2009
Eaux de pluie (urbain)	France	0,1-9,17	Zgheib, 2009
Eaux de surface	Rivière Pearl, Chine	0,001-3,15	Zhao et al., 2009
Eaux de surface	Fleuve Llobregat, Espagne	0,06-0,9	Brix et al., 2010
Eaux de surface	<i>Back River</i> , États-Unis	0,003-0,220	Loyo-Rosales, Rice et Torrents, 2010
Eaux souterraines	Europe	0,001-0,041	Loos et al., 2010
Eaux de surface	Fleuve l'Ebre, Espagne	0,01-1,5	Navarro et al., 2010
Eaux de surface	Singapour	0,008-0,042	Xu, Luo, Pal, Gin et Reinhard, 2011
Eaux de ruissellement (urbain)	Singapour	0,120	Xu et al., 2011
Eaux de surface	Rivière Jialu, Chine	0,02-0,06	Zhang, Song, Kondoh, Xia et Tang, 2011
Eaux de surface	Rivière Pearl, Chine	0,0028-0,581	Chen et al., 2014

#### 6.4 Concentrations environnementales des alkylphénols dans les eaux usées

Le tableau 6.7 présente les concentrations de butylphénols mesurées dans les eaux usées de l'Autriche, l'Allemagne et la Suède. Les valeurs sont comprises entre 0,009 et 0,887 µg/L. La comparaison entre les eaux usées brutes et les eaux usées traitées permet de constater que les stations de traitement des eaux usées éliminent une certaine quantité de butylphénols (Hajslova, 2002 ; Scharf et al., 1999a). Dans les 14 stations de traitement des eaux usées étudiées par Scharf et al. (1999a), un pourcentage de retrait du butylphénol entre 3 et 94 % a été observé. Toutefois, deux stations présentaient une augmentation des concentrations de butylphénols entre l'affluent et l'effluent. Cela pourrait être expliqué par la formation de butylphénol lors de la dégradation d'autres alkylphénols, tels que le nonylphénol. Les eaux usées d'origine domestique contiennent généralement moins de butylphénols que les eaux usées d'origine industrielle (Heemken et al., 2001).

**Tableau 6.7 Concentrations de butylphénols mesurées dans les eaux usées**

Milieu	Localisation	Concentration (µg/L)	Référence
Eaux usées brutes (municipal)	Autriche	0,063-0,887	Scharf et al., 1999a
Eaux usées traitées (municipal)	Autriche	< 0,05-0,448	Scharf et al., 1999a
Eaux usées (industriel)	Allemagne	0,388-0,808	Heemken et al., 2001
Eaux usées (municipal)	Allemagne	0,009-0,033	Heemken et al., 2001
Eaux usées brutes (municipal)	Suède	0,046-0,098	Hajslova, 2002
Eaux usées traitées (municipal)	Suède	0,052-0,059	Hajslova, 2002

Pour l'octylphénol, les concentrations recensées dans les eaux usées, figurant dans le tableau 6.8, varient de 0,0012 à 66 µg/L. Les plus fortes concentrations mesurées proviennent d'eaux usées d'origine industrielle en Espagne, qui sont de 66,6 µg/L dans les affluents et de 53,8 µg/L dans les effluents (Sanchez-Avila, Bonet, Velasco et Lacorte, 2009). Selon les auteurs, ces valeurs sont expliquées par la proximité des usines de textiles, de peintures, d'encre, de plastiques et de polymères où il est fort probable que des composés à base d'octylphénol soient utilisés. La faible réduction de l'octylphénol au sein des stations de traitement échantillonnées en Espagne serait due au fait que leurs traitements spécifiques ne visent pas à éliminer ce type de composés (Sanchez-Avila et al., 2009). Au Canada, Lee, Peart et Svoboda (2005) ont rapporté des concentrations d'octylphénols allant de 0,38 à 3,56 µg/L dans les eaux usées brutes et de 0,01 à 0,47 µg/L dans les eaux usées traitées dans huit usines de traitement des eaux usées de l'Ontario. Dans la majorité des études consultées, les concentrations en octylphénols à la sortie des stations sont moindres que celles à l'entrée (Bennie et al., 1998 ; Céspedes et al., 2008 ; Gilbert, Gasperi, Rocher, Lorgeoux et Chebbo, 2012 ; Isobe et Takada, 2004 ; Jonkers et al., 2009 ; Körner et al., 2000 ; Nakada, Tanishima, Shinohara, Kiri et Takada, 2006). Toutefois, leur présence dans les effluents des usines de traitement des eaux usées indique que leur traitement demeure incomplet.

**Tableau 6.8 Concentrations d'octylphénols mesurées dans les eaux usées**

Milieu	Localisation	Concentration (µg/L)	Référence
Eaux usées traitées	Ontario, Canada	0,12-1,7	Lee et Peart, 1995
Eaux usées traitées (textile)	Angleterre	0,5	Blackburn et Waldock, 1995
Eaux usées brutes	Canada	< 0,005-21,0	Bennie et al., 1998
Eaux usées traitées	Canada	< 0,005-0,37	Bennie et al., 1998
Eaux usées brutes (municipal)	Allemagne	0,321	Körner et al., 2000
Eaux usées traitées (municipal)	Allemagne	0,281	Körner et al., 2000
Eaux usées traitées	Japon	0,02-1,82	Isobe et al., 2001
Eaux usées traitées (municipal)	Allemagne	0,0022-0,0073	Kuch et Ballschmiter, 2001
Eaux usées traitées (municipal)	Suisse	0,167-0,301	Espejo, Valter, Simona, Janin et Arrizabalaga, 2002

**Tableau 6.8 Concentrations d'octylphénols mesurées dans les eaux usées (suite)**

Milieu	Localisation	Concentration (µg/L)	Référence
Eaux usées brutes	Japon	0,04-0,08	Isobe et Takada, 2004
Eaux usées traitées	Japon	0,01	Isobe et Takada, 2004
Eaux usées brutes	Ontario, Canada	0,38-3,56	Lee et al., 2005
Eaux usées traitées	Ontario, Canada	0,01-0,47	Lee et al., 2005
Eaux usées traitées	Pays-Bas	0,45-1,3	Vethaak et al., 2005
Eaux usées brutes	Allemagne	0,272	Environment Agency, 2005a
Eaux usées brutes	Japon	0,03-3,0	Nakada et al., 2006
Eaux usées traitées	Japon	0,015-0,15	Nakada et al., 2006
Eaux usées	États-Unis	0,21-1,58	Loyo-Rosales, Rice et Torrents, 2007
Eaux usées brutes	Espagne	1,26-3,16	Céspedes et al., 2008
Eaux usées traitées	Espagne	0,13-0,33	Céspedes et al., 2008
Eaux usées brutes	Espagne	66,6	Sanchez-Avila et al., 2009
Eaux usées traitées	Espagne	53,8	Sanchez-Avila et al., 2009
Eaux usées brutes	Suisse	0,0012-3,860	Jonkers et al., 2009
Eaux usées traitées	Suisse	0,0012-0,0088	Jonkers et al., 2009
Eaux usées brutes	France	0,2-0,25	Gilbert et al., 2012
Eaux usées traitées	France	0,025-0,070	Gilbert et al., 2012

### 6.5 Concentrations environnementales des alkylphénols dans les biotes

Les concentrations de butylphénols mesurées dans les biotes sont présentées dans le tableau 6.9. Entre juin 2000 et février 2001, des échantillons entiers (palourdes) ou partiels (tissus musculaires de calmars, crevettes, crabes et poissons) ont été prélevés sur des fruits de mer provenant de divers supermarchés de Singapour. Le butylphénol a été retrouvé dans tous les échantillons à des concentrations variant entre 6,5 et 24 ng/g. Selon cette étude, l'organisme ayant la plus faible concentration de butylphénol est la cythérée commune (*Meretrix meretrix*), alors que le crabe bleu (*Portunus pelagicus*) présente la plus forte concentration. (Basheer et al., 2004) Hansen et Lassen (2008) ont étudié la présence des alkylphénols dans le foie de mammifères marins. Une concentration de 100 ng/g a été mesurée chez le globicéphale commun (*Globicephala melas*) et des concentrations allant de 29 à 129 ng/g ont été décelées chez le phoque commun (*Phoca vitulina*).

**Tableau 6.9 Concentrations de butylphénols mesurées dans les biotes**

Organisme	Espèce	Localisation	Concentration (ng/g)	Référence
Crabe	Crabe bleu ( <i>Portunus pelagicus</i> )	Singapour	24,0	Basheer et al., 2004
Crevette	Crevette géante tigrée ( <i>Penaeus monodon</i> )	Singapour	21,3	Basheer et al., 2004
Palourde	Arche granuleuse ( <i>Anadara granosa</i> )	Singapour	8,8	Basheer et al., 2004
	Cythérée commune ( <i>Meretrix meretrix</i> )	Singapour	6,5	Basheer et al., 2004
Calmar	Calmar commun ( <i>Loligo vulgaris</i> )	Italie	3,9-18,6	Ferrara, Fabietti, Delise, Bocca et Funari, 2001
	Calmar sp. ( <i>Loligo sp.</i> )	Singapour	13,9	Basheer et al., 2004
Poisson	Comète indienne ( <i>Decapterus russelli</i> )	Singapour	19,0	Basheer et al., 2004
Mammifère (foie)	Phoque commun ( <i>Phoca vitulina</i> )	Danemark	29-109	Hansen et Lassen, 2008
	Globichépale commun ( <i>Globicephala melas</i> )	Îles Féroé	100	Hansen et Lassen, 2008

Les concentrations d’octylphénols mesurées chez les organismes vivants varient entre 0,2 ng/g chez l’algue *Fucus vesiculosus* et 472 ng/g chez le phoque commun (tableau 6.10). Tout comme pour le butylphénol, l’octylphénol est retrouvé en forte concentration chez le crabe et la crevette, avec des valeurs respectives de 20,2 et 20,4 ng/g (Basheer et al., 2004). En Italie, Ferrara et al. (2001) ont étudié la contamination par les alkylphénols des fruits de mer récoltés dans 15 ports longeant la mer Adriatique. L’octylphénol a été retrouvé à un niveau de 18,6 ng/g chez les calmars, 4,9 ng/g chez les moules et 2,8 ng/g chez les palourdes. Chez le poisson, des études menées de 1999 à 2004 dans différents pays ont démontré des accumulations allant de 0,02 à 11,7 ng/g chez différentes espèces.

Il est possible d’observer une augmentation des concentrations de butylphénols et d’octylphénols au sein des organismes du bas vers le haut de la chaîne trophique. Le phénomène de bioamplification pourrait être à l’origine de cette tendance. La variabilité des concentrations dans les organismes aquatiques peut également être influencée par d’autres facteurs tels que les habitudes alimentaires, le métabolisme, les niveaux de contamination des habitats, la biotransformation et la capacité d’excrétion (Kovarova, Blahova, Divisova et Svobodova, 2013).

**Tableau 6.10 Concentrations d'octylphénols mesurées dans les biotes**

Organisme	Espèce	Localisation	Concentration (ng/g)	Référence
Algue	Fucus vésiculeux ( <i>Fucus vesiculosus</i> )	Allemagne	0,2-0,5	Böhmer et Wenzel, 1999
Calmar	Calmar commun ( <i>Loligo vulgaris</i> )	Italie	3,9-18,6	Ferrara et al., 2001
	Calmar sp. ( <i>Loligo</i> sp.)	Singapour	10,2	Basheer et al., 2004
Crabe	Crabe bleu ( <i>Portunus pelagicus</i> )	Singapour	20,2	Basheer et al., 2004
Crevette	Crevette géante tigrée ( <i>Penaeus monodon</i> )	Singapour	20,4	Basheer et al., 2004
	Squille ocellée ( <i>Squilla mantis</i> )	Italie	3,2-3,4	Ferrara, Fabietti, Delise et Funari, 2005
Homard	Langoustine commune ( <i>Nephrops norvegicus</i> )	Italie	3,6-4,7	Ferrara et al., 2005
Mollusque	Seiche commune ( <i>Sepia officinalis</i> )	Italie	3,6-3,8	Ferrara et al., 2001
Moule	Moule bleue ( <i>Mytilus edulis</i> )	Allemagne	0,2-0,5	Böhmer et Wenzel, 1999
	Moule zébrée ( <i>Dreissena polymorpha</i> )	Allemagne	0,7-2,3	Böhmer et Wenzel, 1999
	Moule bleue ( <i>Mytilus edulis</i> )	États-Unis	1-10	Bennett et Metcalfe, 2000
	Moule méditerranéenne ( <i>Mytilus galloprovincialis</i> )	Italie	4,4-4,9	Ferrara et al., 2001
Palourde	Palourde commune ( <i>Ruditapes decussatus</i> ) Petite praire ( <i>Chamelea gallina</i> )	Italie	2,7-2,8	Ferrara et al., 2001
	Arche granuleuse ( <i>Anadara granosa</i> )	Singapour	6,7	Basheer et al., 2004
Poisson	Loquette d'Europe ( <i>Zoarces viviparus</i> )	Allemagne	0,5-0,8	Böhmer et Wenzel, 1999
	Brème d'eau douce ( <i>Abramis brama</i> )	Allemagne	< 0,2-5,5	Böhmer et Wenzel, 1999
	Perche européenne ( <i>Perca fluviatilis</i> )	Suède	0,2-1,7	Hajslova, 2002
	Omble chevalier ( <i>Salvelinus alpinus</i> )	Suède	1,2-3,1	Hajslova, 2002
	Brème d'eau douce ( <i>Abramis brama</i> )	Suède	7,42-11,7	Hajslova, 2002



**Tableau 6.10 Concentrations d'octylphénols mesurées dans les biotes (suite)**

Organisme	Espèce	Localisation	Concentration (ng/g)	Référence
Poisson	Comète indienne ( <i>Decapterus russelli</i> )	Singapour	31,4	Basheer et al., 2004
	Maquereau commun ( <i>Scomber scombrus</i> )	Italie	2,6-3,8	Ferrara et al., 2005
	Rouget de vase ( <i>Mullus barbatus</i> )	Italie	1,4-2,3	Ferrara et al., 2005
	Sole commune ( <i>Solea vulgaris</i> )	Italie	1,2-1,7	Ferrara et al., 2005
	Anchois du Pérou ( <i>Engraulis enchrascicolus</i> )	Italie	0,8-1,7	Ferrara et al., 2005
Mammifère (foie)	Phoque commun ( <i>Phoca vitulina</i> )	Danemark	< 25-472	Hansen et Lassen, 2008

## 7. TOXICITÉ CHEZ LES ORGANISMES AQUATIQUES

Dans le but de bien évaluer les impacts environnementaux du butylphénol et de l'octylphénol, leur potentiel toxique sur les organismes exposés doit être déterminé. L'objectif de ce chapitre est d'identifier les effets toxiques reconnus des composés à l'étude chez les organismes aquatiques. La toxicité aiguë et chronique de ces substances sera évaluée à la suite d'une revue des articles disponibles dans la littérature, tout comme leur potentiel génotoxique, leur potentiel de perturbation endocrinienne et les effets de ces substances sur la reproduction.

### 7.1 Toxicité aiguë

La toxicité aiguë des alkylphénols a fait l'objet de nombreuses recherches. La toxicité est dite aiguë lorsque le bioessai se déroule sur une courte période de temps, sans gravement affecter l'organisme exposé. Les expositions de courte durée sont celles qui représentent une faible proportion de la durée de vie d'un organisme donné. La durée des expositions dites aiguës varie donc selon le niveau trophique. En général, des expositions de courte durée sont de 96 heures et moins pour les vertébrés et de 48 heures et moins pour les invertébrés. Dans le cadre de cet essai, les temps d'exposition sélectionnés variaient entre 24 et 96 heures. Parmi les données recueillies dans la littérature, la toxicité des composés à l'étude a été évaluée selon la concentration d'un composé dans l'eau entraînant la mort de 50 % des organismes expérimentaux ( $CL_{50}$ ) ou par la concentration effective d'une substance dans l'eau entraînant un effet toxique sur 50 % des individus exposés ( $CE_{50}$ ). (Gilbert-Pawlik, 2011) La concentration d'un composé nécessaire pour inhiber de 50 % un processus biologique ( $CI_{50}$ ) peut également être utilisée. Les données de toxicité aiguë retrouvées dans la littérature pour le butylphénol et l'octylphénol sont résumées aux tableaux 7.1 et 7.2 respectivement.

#### 7.1.1 Butylphénol

Pour les invertébrés d'eau douce, des tests d'immobilisation sur la daphnie (*Daphnia magna*) ont été réalisés conformément à la norme d'essai allemande DIN 8412 (Kühn, Pattard, Pernak et Winter, 1989). À la suite d'une exposition de 48 heures au butylphénol, une  $CE_{50}$  de 3,9 mg/L a été déterminée. La toxicité aiguë du butylphénol a également été évaluée pour les invertébrés d'eau salée. McLeese, Zitko et Peterson (1979) ont étudié la toxicité d'une gamme d'alkylphénols chez la crevette marine *Crangon septemspinosa* dans des conditions statiques (absence de renouvellement du milieu) de 96 heures. Une concentration de 1,9 mg/L de butylphénol a provoqué la mortalité de 50 % des organismes exposés. Parmi celles étudiées, cette espèce semble être la plus sensible à une exposition au butylphénol.

En ce qui a trait aux poissons, des essais de toxicité aiguë ont été réalisés chez le médaka selon la Ligne directrice TG 203 de l'OCDE. Dans des conditions semi-statiques (renouvellement périodique du milieu), la concentration entraînant la mortalité de 50 % des organismes exposés était de 5,1 mg/L de butylphénol

pour des expositions de 24, 48, 72 et 96 heures (OCDE, 2000). Des CL<sub>50</sub> équivalentes ont été déterminées chez le méné à grosse tête à la suite d'essais réalisés avec un renouvellement continu du milieu, sur une période de 96 heures (Holcombe, Phipps, Knuth et Felhaber, 1984 ; Geiger, Northcott, Call et Brooke, 1985).

**Tableau 7.1 Toxicité aiguë du butylphénol chez différents organismes aquatiques**

Niveau trophique	Espèce	Paramètre	Durée d'exposition	Concentration (mg/L)	Référence
Invertébré aquatique (eaux douces)	Daphnie ( <i>Daphnia magna</i> )	CE <sub>50</sub> (immobilisation)	24 h	4,2	Kühn et al., 1989
			48 h	3,9	
Invertébré aquatique (eaux salées)	<i>Tigriopus japonicus</i>	CL <sub>10</sub> (mortalité)	96 h	7,2	Lee, Raisuddin, Hwang, Park et Lee, 2007
		CL <sub>50</sub> (mortalité)	96 h	22,0	
	Crevette grise de sable ( <i>Crangon septemspinosa</i> )	CL <sub>50</sub> (mortalité)	96 h	1,9	McLeese et al., 1979
Poisson (eaux douces)	Médaka ( <i>Oryzias latipes</i> )	CL <sub>50</sub> (mortalité)	24 h	5,1	OCDE, 2000
			48 h	5,1	
			72 h	5,1	
			96 h	5,1	
	Méné à grosse tête ( <i>Pimephales promelas</i> )	CL <sub>50</sub> (mortalité)	24 h	6,2	Holcombe et al., 1984
			48 h	5,7	
			72 h	5,3	
			96 h	5,1	
		CL <sub>50</sub> (mortalité)	24 h	6,25	Geiger, et al., 1985
			96 h	5,15	
	Carpe commune ( <i>Cyprinus carpio</i> )	CL <sub>50</sub> (mortalité)	96 h	6,9	Barse, Chakrabarti, Ghosh, Pal et Jadhao, 2006

### 7.1.2 Octylphénol

De nombreuses études ont évalué la toxicité aiguë de l'octylphénol (tableau 7.2). Sur l'ensemble des données collectées, la daphnie présente la concentration ayant entraîné la mort de 50 % des organismes exposés la plus faible, 0,011 mg/L, à la suite d'une exposition de 48 heures dans des conditions statiques. Lors du bioessai, la température de l'eau était de 25 °C et le pH de 7,8. (Ra, Oh, Lee et Kim, 2008) Parmi les données disponibles sur les invertébrés aquatiques d'eau salée, c'est la crevette *Americamysis bahia* qui

apparaît la plus sensible à l'octylphénol. Dans des conditions statiques, une CL<sub>50</sub> de 0,036 mg/L a été calculée pour une durée d'exposition de 96 heures (Cripe, Ingley-Guezou, Goodman et Forester, 1989).

Chez le méné à grosse tête, la concentration provoquant la mortalité de 50 % des organismes exposés dans des conditions de renouvellement continu de milieu à l'octylphénol pendant 48 heures est de 0,25 mg/L. Une valeur équivalente a été mesurée pour l'ide mélanote (*Leuciscus idus*), soit une CL<sub>50</sub> de 0,26 mg/L pour une durée d'exposition de 96 heures, dans des conditions semi-statiques. (OCDE, 1995) Dans de l'eau de mer naturelle filtrée et ajustée à environ 14 g/L de salinité, à un pH de 8,54 et à une température de 27 °C, une CL<sub>50</sub> de 0,72 mg/L a été calculée chez le cyprinodon à la suite d'une exposition de 72 heures (Karels, Manning, Brouwer et Brouwer, 2003).

**Tableau 7.2 Toxicité aiguë de l'octylphénol chez différents organismes aquatiques**

Niveau trophique	Espèce	Paramètre	Durée d'exposition	Concentration (mg/L)	Référence
Invertébré aquatique (eaux douces)	Daphnie ( <i>Daphnia magna</i> )	CL <sub>50</sub> (mortalité)	24 h	0,26	OCDE, 1995
			48 h	0,27	
			48 h	0,09	Zou et Fingerman, 1999
			48 h	0,011	Ra et al., 2008
	Gammare ( <i>Gammarus pulex</i> )	CE <sub>50</sub> (immobilisation)	96 h	0,0133	Sims et Whitehouse, 1998
		CL <sub>50</sub> (mortalité)	96 h	0,0196	
Invertébré aquatique (eaux salées)	<i>Acartia tonsa</i>	CL <sub>50</sub> (mortalité)	48 h	0,42	Andersen, Wollenberger, Halling-Sorensen et Kusk, 2001
	<i>Americamysis bahia</i>		96 h	0,048-0,113	Cripe et al., 1989
	Crevette grise de sable ( <i>Crangon septemspinosa</i> )		96 h	1,1	McLeese et al., 1981
	<i>Tigriopus japonicus</i>	CL <sub>50</sub> (mortalité)	48 h	0,62	Marcial, Hagiwara et Snell, 2003
		CL <sub>10</sub> (mortalité)	96 h	0,150	Lee et al., 2007
		CL <sub>50</sub> (mortalité)	96 h	0,37	

**Tableau 7.2 Toxicité aiguë de l'octylphénol chez différents organismes aquatiques (suite)**

Niveau trophique	Espèce	Paramètre	Durée d'exposition	Concentration (mg/L)	Référence
Poisson (eaux douces)	Poisson-zèbre ( <i>Danio rerio</i> )	CL <sub>50</sub> (mortalité)	96 h	0,37	Wenzel, Schäfers, Vollmer, Michna et Diel, 2001
	Ide mélanote ( <i>Leuciscus idus</i> )	CL <sub>50</sub> (mortalité)	48 h	0,6	OCDE, 1995
		CL <sub>50</sub> (mortalité)	96 h	0,260	
		CL <sub>100</sub> (mortalité)	96 h	0,390	
	Truite arc-en-ciel ( <i>Oncorhynchus mykiss</i> )	CL <sub>50</sub> (mortalité)	24 h	0,45	Servos, 1999
	Méné à grosse tête ( <i>Pimephales promelas</i> )	CL <sub>50</sub> (mortalité)	24 h	0,29	OCDE, 1995
			48 h	0,25	
			72 h	0,25	
			96 h	0,29	
Poisson (eaux salées)	Cyprinodon ( <i>Cyprinodon variegatus</i> )	CL <sub>50</sub> (mortalité)	72 h	0,72	Karels et al., 2003

De façon générale, les données de toxicité aiguë indiquent que les organismes aquatiques semblent plus sensibles aux alkylphénols à longue chaîne comme l'octylphénol que ceux à courte chaîne tels le butylphénol. À titre d'exemple, pour le mené à grosse tête, une CL<sub>50</sub> (96 h) de 5,1 mg/L a été calculée pour le butylphénol par rapport à 0,29 mg/L pour l'octylphénol. Servos (1999), qui a comparé la toxicité entre les alkylphénols à longue chaîne, mentionne que l'octylphénol et le nonylphénol présentent par contre des toxicités aiguës similaires chez les poissons, les invertébrés aquatiques et les algues.

## 7.2 Toxicité chronique

Certains effets néfastes peuvent prendre plusieurs jours ou de nombreuses semaines avant d'apparaître. De ce fait, la toxicité aiguë ne permet pas de prédire ce type de toxicité d'un composé. Ainsi, la toxicité chronique est souvent évaluée en fonction d'effets sous-létaux comme des changements dans les taux de croissance ou de reproduction des organismes exposés à des concentrations plus faibles et sur une longue période (Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs [MDDEFP], 2013). La notion de longue durée correspond à une période de temps significative pour l'individu et la pérennité de l'espèce, soit un cycle de vie complet ou partiel lorsque l'exposition commence avec des œufs ou des juvéniles nouvellement éclos ou encore sur un stade de vie précoce lorsque les organismes sont exposés au moment de la fécondation. La plupart des données de toxicité chronique publiées portent sur les effets du nonylphénol, celles sur la toxicité des autres alkylphénols demeurent peu nombreuses. Les résultats

portant sur la toxicité chronique du butylphénol et de l'octylphénol sur le biote aquatique sont présentés dans les tableaux 7.3 et 7.4 respectivement.

### 7.2.1 Butylphénol

Dans la littérature consultée, seulement deux études rapportent les effets chroniques du butylphénol (tableau 7.3). Waern (2000) a évalué la toxicité du butylphénol chez l'algue verte *Scenedesmus subspicatus* lors d'un essai suivant la Ligne directrice TG 201 de l'OCDE. Une inhibition de la croissance de l'algue de 50 % a été observée à la suite d'une exposition à 11 mg/L de butylphénol pendant 72 heures. L'inhibition de la croissance a été quantifiée à partir des mesures de la biomasse algale en fonction du temps.

L'OCDE (2000) a étudié le taux de reproduction de la daphnie en respectant la Ligne directrice TG 202. Dans de l'eau du réseau déchlorée, 40 daphnies (10 daphnies par traitement) ont été exposées à cinq concentrations de butylphénol (0,073 ; 0,23 ; 0,73 ; 2,3 et 7,3 mg/L). La concentration inhibant 50 % du taux de reproduction a été estimée à 2,0 mg/L de butylphénol durant 21 jours. Des études complémentaires sont nécessaires pour évaluer les effets d'une exposition chronique au butylphénol chez les organismes aquatiques.

**Tableau 7.3 Toxicité chronique du butylphénol chez différents organismes aquatiques**

Niveau trophique	Espèce	Paramètre	Durée d'exposition	Concentration (mg/L)	Référence
Algue (eaux douces)	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	CE <sub>50</sub> (croissance)	72 h	11,0	Waern, 2000
	<i>Selenastrum capricornutum</i>	CE <sub>50</sub> (croissance)	72 h	22,7	OCDE, 2000
Invertébré aquatique (eaux douces)	Daphnie ( <i>Daphnia magna</i> )	CE <sub>50</sub> (reproduction)	21 j	2,0	OCDE, 2000

### 7.2.2 Octylphénol

L'exposition de l'algue verte *Scenedesmus subspicatus* à l'octylphénol, pendant 72 heures, a permis de calculer une CE<sub>50</sub> de 1,1 mg/L (OCDE, 1995). Dans les eaux salées, la toxicité de l'octylphénol a été étudiée chez la diatomée *Bellerophon polymorpha* en utilisant la densité de population comme critère d'évaluation. La CE<sub>50</sub> est de 0,09 mg/L à la suite d'une exposition de 48 heures (Walsh et al., 1988).

Une CE<sub>50</sub> de 0,34 mg/L d'octylphénol a été déterminée sur la reproduction de *Daphnia magna*, à la suite d'un essai de 21 jours réalisé selon la méthode de l'*Environmental Protection Agency* (EPA) par renouvellement du milieu (OCDE, 1995). Un invertébré d'eau salée semble plus sensible à ce composé que la daphnie. En effet, la toxicité de l'octylphénol a été étudiée chez le crustacé marin *Acartia tonsa* dans le

but d'évaluer les impacts de cet alkylphénol sur le développement de l'œuf de ces organismes, soit jusqu'à ce qu'environ 50 % des larves du groupe témoin aient atteint le stade copépodite, c'est-à-dire les larves possédant une morphologie adulte. La CE<sub>50</sub> obtenue à la suite d'une exposition de cinq jours était de 0,013 mg/L d'octylphénol (Andersen et al., 2001).

Chez les poissons, une exposition en renouvellement continu, d'une durée de 14 jours, à une concentration de 0,12 mg/L d'octylphénol a provoqué la mortalité de 50 % des truites arc-en-ciel exposées (OCDE, 1995). Dans une autre étude, pour évaluer les effets potentiels de l'octylphénol sur le développement embryonnaire du médaka, des œufs fécondés ont été exposés, en conditions statiques, à des concentrations de 0,45 à 0,94 mg/L. Les poissons ont été exposés du jour 0 (fertilisation) au jour 17. À la fin des 17 jours d'exposition, la CL<sub>50</sub> était de 0,45 mg/L d'octylphénol. Une des anomalies du développement rencontrées chez les embryons et les larves exposés était l'incapacité de gonfler leur vessie natatoire. La CE<sub>50</sub> calculée pour ce paramètre était de 0,4 mg/L pour une durée d'exposition de 17 jours. (Gray et Metcalfe, 1999)

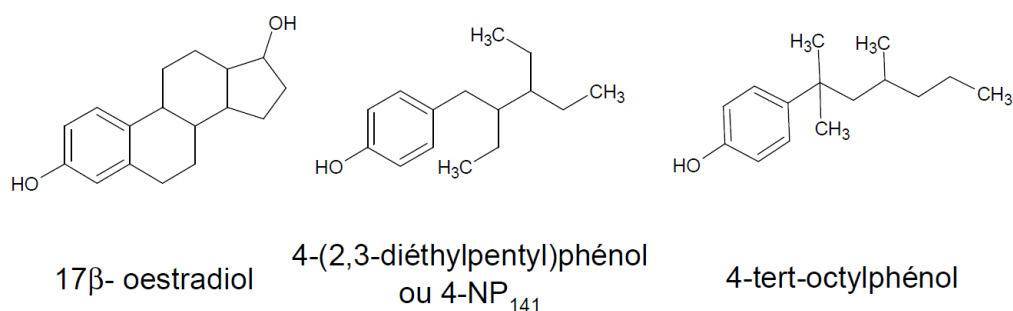
**Tableau 7.4 Toxicité chronique de l'octylphénol chez différents organismes aquatiques**

Niveau trophique	Espèce	Paramètre	Durée d'exposition	Concentration (mg/L)	Référence
Algue (eaux douces)	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	CE <sub>50</sub> (croissance)	72 h	1,1	OCDE, 1995
	<i>Selenastrum capricornutum</i>	CE <sub>50</sub> (croissance)	96 h	1,9	OCDE, 1995
Diatomée (eaux salées)	<i>Bellerophora polymorpha</i>	CE <sub>50</sub> (population)	48 h	0,09	Walsh et al., 1988
	<i>Skeletonema costatum</i>		72 h	0,14	
Invertébré aquatique (eaux douces)	Daphnie ( <i>Daphnia magna</i> )	CE <sub>50</sub> (reproduction)	21 j	0,34	OCDE, 1995
Invertébré aquatique (eaux salées)	<i>Acartia tonsa</i>	CE <sub>50</sub> (développement)	5 j	0,013	Andersen et al., 2001
Poisson (eaux douces)	Poisson-zèbre ( <i>Danio rerio</i> )	CL <sub>50</sub> (mortalité)	5 j	0,58	Cruz-Li, 2004
		CL <sub>10</sub> (mortalité)	5 j	0,087	
	Truite arc-en-ciel ( <i>Oncorhynchus mykiss</i> )	CL <sub>50</sub> (mortalité)	6 j	0,17	OCDE, 1995
		CL <sub>50</sub> (mortalité)	14 j	0,12	
	Médaka ( <i>Oryzias latipes</i> )	CE <sub>50</sub> (gonflement vessie natatoire)	17 j	0,4	Gray et Metcalfe, 1999
		CL <sub>50</sub> (mortalité)	17 j	0,45-0,94	

### 7.3 Potentiel de perturbation endocrinienne

De nombreuses études ont démontré que les alkylphénols sont des perturbateurs endocriniens (Jobling et Sumpter, 1993 ; Kwack et al., 2002 ; Servos, 1999 ; White, Jobling, Hoare, Sumpter et Parker, 1994). Ce sont des substances exogènes altérant les fonctions du système endocrinien et pouvant induire des effets délétères sur la santé d'un organisme, de ses descendants ou de sous-populations (International Programme on Chemical Safety [IPCS], 2002). Les perturbateurs endocriniens peuvent interférer avec le système endocrinien selon trois mécanismes d'action ; en jouant un rôle mimétique (ou agoniste), de blocage (ou antagoniste) ou encore de perturbation (ou d'interférence) (Sonnenschein et Soto, 1998). Les alkylphénols sont reconnus comme étant des perturbateurs endocriniens par action de mimétisme (Servos, 1999).

Le mimétisme a lieu lorsque le perturbateur endocrinien prend la place des hormones endogènes et imite leurs actions sur l'organisme en induisant dans les organismes des réactions chimiques similaires (Sonnenschein et Soto, 1998). Certains composés de la famille des alkylphénols possèdent une structure moléculaire semblable à celle de l'hormone naturelle 17 $\beta$ -œstradiol, ce qui leur permet de pouvoir se fixer sur les récepteurs des œstrogènes et d'agir ainsi à leur place (figure 7.1) (White et al., 1994).



**Figure 7.1 Structure du 17 $\beta$ -œstradiol comparée à celles du nonylphénol et de l'octylphénol** (tiré de : Cladière, 2012, p. 50)

Les œstrogènes naturels sont des hormones sexuelles ayant pour fonction principale de contrôler le cycle de reproduction, la production de vitellogénine et la lactation. Chez les femelles, ces hormones sont produites par les ovaires ainsi que le placenta lors de la grossesse. Chez les mâles, de faibles quantités sont produites par les testicules. Le 17 $\beta$ -œstradiol, l'œstrogène principal, est un dérivé naturel du métabolisme du cholestérol, synthétisé à partir de la testostérone, qui est nécessaire au maintien de la fertilité et des caractères sexuels secondaires chez les femelles. (Biomnis, 2012 ; Sonnenschein et Soto, 1998) Chez les mâles, le 17 $\beta$ -œstradiol agit comme transmetteur endogène du cortex visuel. De plus, chez les deux sexes, cette hormone permet une rétroaction primaire dans le cerveau pour le contrôle du taux d'hormones sexuelles. Elle améliore également la force et la densité osseuse. (Biomnis, 2012) Les actions décrites précédemment sont médiées par les récepteurs des œstrogènes. Il en existe deux types, le type alpha (ER $\alpha$ ) et le type bêta (ER $\beta$ ). Les récepteurs ER $\alpha$  se trouvent dans les ovaires, l'utérus, l'hypophyse, les testicules, les reins, le foie, les



glandes mammaires et le cerveau. Le type ER $\beta$  est détecté dans la prostate, les ovaires, l'utérus, les poumons, la rate et le cerveau. (Cladière, 2012 ; Kuiper et al., 1997) Ainsi, les alkylphénols ont le potentiel d'affecter ces organes.

La toxicité des alkylphénols varie en fonction de la structure des composés, ce qui fait en sorte que ce ne sont pas tous les isomères qui sont capables de mimer les œstrogènes. En effet, le pouvoir œstrogénique est actif si la substance possède une chaîne alkyle de plus de trois carbones en position para (Soares et al., 2008 ; Sonnenschein et Soto, 1998). Jobling et Sumpter (1993) ont évalué le potentiel œstrogénique des alkylphénols en mesurant la synthèse de la vitellogénine de cellules hépatiques de truites arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) superfusées avec une solution concentrée à 10  $\mu$ M d'octylphénol pendant quatre jours. Les résultats, présentés au tableau 7.5, démontrent que le butylphénol possède le plus grand pouvoir œstrogénique, suivi par l'octylphénol, puis le nonylphénol. L'exposition au butylphénol a engendré une augmentation de la production de vitellogénine 100 fois supérieure à celle des témoins, comparativement à une augmentation de 90 fois pour une exposition à l'octylphénol et de 18 à 20 fois pour une exposition au nonylphénol. (Jobling et Sumpter, 1993)

**Tableau 7.5 Pouvoir œstrogénique du nonylphénol, de l'octylphénol et du butylphénol par rapport au 17 $\beta$ -œstradiol** (inspiré de : Jobling et Sumpter, 1993, p. 365)

Composé	CE <sub>50</sub> (production vitellogénine)	Potentiel œstrogénique
17 $\beta$ -œstradiol	1,81 nM	1
Nonylphénol (4-nonylphénol)	16,15 $\mu$ M	0,000009
Octylphénol (4- <i>tert</i> -octylphénol)	2,11 $\mu$ M	0,0000370
Butylphénol (4- <i>tert</i> -butylphénol)	2,06 $\mu$ M	0,0001670

Une étude mesurant le potentiel œstrogénique à partir d'une souche de levure possédant un gène exprimant le récepteur humain aux œstrogènes, dit YES (*Yeast Estrogeny Screen*), semble contredire ces résultats. Dans cette étude, le potentiel œstrogénique du butylphénol était le plus faible, soit 1,5 million de fois moins puissant que le 17 $\beta$ -œstradiol. L'octylphénol était 1 000 fois moins puissant que l'hormone naturelle et le nonylphénol 30 000 fois moins. (Routledge et Sumpter, 1997) Une étude portant sur l'affinité relative du butylphénol pour les récepteurs des œstrogènes permettrait d'expliquer la différence entre les résultats obtenus chez la truite et les levures. En effet, l'affinité du butylphénol pour le récepteur de l'œstradiol de la truite arc-en-ciel serait 20 fois plus importante que pour le récepteur humain. Ainsi, la truite serait particulièrement sensible au butylphénol. Cette étude met donc en évidence des variations d'affinité entre les espèces, qui pourraient en partie être expliquées par leurs métabolismes différents. (Olsen, Meussen-Elholm, Hongslo, Stenersen et Tollefsen, 2005)

### 7.3.1 Effets sur la différenciation et le développement des organes sexuels

Un des rôles des œstrogènes endogènes est de stimuler la production de vitellogénine, une protéine libérée par le foie dans le sang, puis séquestrée dans les oocytes pour la production du jaune d'œuf. Chez la femelle, la vitellogénine se trouve en grande quantité dans le sang alors que chez le mâle, elle est normalement présente en quantité réduite. Toutefois, l'exposition de poissons mâles à des substances mimant les œstrogènes engendre une production de vitellogénine en quantité semblable à celle retrouvée chez les femelles matures. (Environment Agency, 2005a) Ainsi, plusieurs études ont mis en évidence que le butylphénol et l'octylphénol sont capables de provoquer la féminisation par induction de vitellogénine chez les poissons mâles (Olsen et al., 2005 ; White et al., 1994).

La concentration de butylphénol correspondant à une augmentation de 50 % des niveaux de vitellogénine était de 2,7 mg/L lors d'exposition *in vitro* d'hépatocytes de truite arc-en-ciel (Olsen et al., 2005). L'induction de vitellogénine par l'octylphénol chez la truite arc-en-ciel a également été rapportée dans plusieurs études (Jobling, Sheahan, Osborne, Matthiessen et Sumpter, 1996 ; Pedersen, Christiansen, Pedersen, Korsgaard et Bjerregaard, 1999 ; Routledge et al., 1998 ; Van den Belt, Verheyen et Witters, 2003). Cette espèce présente le seuil d'induction de vitellogénine le plus bas, soit à une concentration de 4,8 µg/L d'octylphénol (Jobling et al., 1996). À titre comparatif, une augmentation significative de la production de cette protéine chez 50 % des poissons a été observée après 15 jours chez le cyprin doré (*Carassius auratus*) exposé à une concentration de 0,08 mg/L (Li, Zhang, Gibson et Liu, 2012) et après 14 jours chez le méné à grosse tête (*Pimephales promelas*) exposé à une concentration de 0,048 mg/L (Brian et al., 2005). Une production de vitellogénine en présence d'octylphénols a également été observée chez le médaka (*Oryzias latipes*) (Gray, Niimi et Metcalfe, 1999 ; Gronen, et al., 1999 ; Seki, Yokoat, Maeda, Tadokoro et Kobayashi, 2003), le flet commun (*Platichthys flesus*) (Madsen, Korsgaard et Bjerregaard, 2003), la loquette d'Europe (*Zoarces viviparous*) (Andreassen et Korsgaard, 2000 ; Rasmussen et Korsgaard, 2004), le gardon (*Rutilus rutilus*) (Routledge et al., 1998), le poisson-zèbre (*Danio rerio*) (Segner et al., 2003), la barbue de rivière (*Ictalurus punctatus*) (Monteverdi et Di Giulio, 1999) et le gobie des sables (*Pomatoschistus minutus*) (Robinson, Brown, Craft, Davies et Moffat, 2004). Pour les espèces marines, une augmentation des niveaux de vitellogénine a été observée chez le choquemort (*Fundulus heteroclitus*) (Pait et Nelson, 2003) et le cyprinodon (*Cyprinodon variegatus*) (Karels et al., 2003). Toutes ces études ont été effectuées sur des poissons mâles, à l'exception du poisson-zèbre où le sexe du poisson n'était pas mentionné. La présence de vitellogénine en fortes concentrations chez le poisson mâle peut également engendrer une insuffisance rénale et certaines perturbations hématologiques (Environment Agency, 2005a).

L'ovogenèse chez la femelle est affectée par l'octylphénol. Une réduction significative du poids des ovaires a en effet été observée chez des guppys (*Poecilia reticulata*) femelles exposées pendant 90 jours à une

concentration de 100 µg/L d'octylphénol. Cette diminution de taille s'est traduite par une baisse du nombre d'ovocytes. (Toft et Baatrup, 2003)

Une autre conséquence des alkylphénols sur les organes sexuels est le développement anormal des gonades (Segner et al., 2003). Ainsi, Jobling et al. (1996) ont démontré une inhibition significative de la croissance testiculaire de la truite arc-en-ciel exposée à une concentration de 38,5 µg/L d'octylphénol durant le développement sexuel. Les poissons matures exposés à la même concentration ont présenté une diminution de la spermatogénèse. Chez le médaka, une exposition de 97 jours des mâles à l'octylphénol, lors de la période de la différenciation des gonades, a entraîné une intersexualité, c'est-à-dire l'apparition de tissu ovarien dans les testicules (Gray et al., 1999 ; Gronen et al., 1999). Seki et al. (2003) ont obtenu des résultats semblables chez la même espèce, des ovocytes ayant été observés dans les testicules de médakas exposés à 11,4 µg/L d'octylphénol pendant 60 jours. Les auteurs suggèrent que l'octylphénol peut faire baisser les niveaux naturels d'androgènes chez les poissons mâles, ce qui entraînerait la féminisation des caractères sexuels secondaires. Pour ce qui du butylphénol, la féminisation des conduits gonadiques (double attachement au mésentère formant une cavité de type ovarien) a été observée à une concentration de 255 µg/L chez le mené à grosse tête exposé pendant 128 jours (Krueger, Kendall, Martin et Nison, 2008). Après une exposition de 88 jours, une inversion de sexe complète, dans laquelle aucun mâle n'a été recensé, a été observée aux concentrations de 100 et 200 µg/L de butylphénol chez le sandre doré européen (*Sander lucioperca*) et une augmentation significative du nombre de femelles a été constatée à partir d'une exposition à 1,0 µg/L (ECHA, 2016).

Ainsi, les alkylphénols peuvent provoquer des effets féminisants chez les poissons mâles, tels qu'une augmentation de la concentration plasmatique de vitellogénine et entraîner un développement anormal des gonades (Gronen, et al., 1999 ; Jobling et al., 1996).

### **7.3.2 Effets sur le succès reproducteur et le développement larvaire**

Un autre paramètre qui est influencé par l'exposition au butylphénol et à l'octylphénol est le succès reproducteur, incluant le comportement sexuel, le taux de fertilisation ainsi que le développement et la survie de la progéniture.

Toft et Baatrup (2003) ont mis en évidence que le comportement de séduction était perturbé chez des guppys mâles exposés à une concentration de 100 µg/L d'octylphénol pendant 90 jours. Une augmentation significative du temps passé à adopter une posture lors de leur parade a été observée. À une concentration nominale de 150 µg/L d'octylphénol et une durée d'exposition de 28 jours, une diminution significative du taux et de l'intensité de l'exposition sexuelle du guppy mâle a été rapportée par Bayley, Neilson et Baatrup (1999). L'exposition sexuelle du guppy est connue sous le nom d'affichage sigmoïde où le corps du mâle prend la forme d'un S et vibre pendant qu'il nage latéralement. Ce comportement se produit normalement

une fois toutes les 45 secondes et dure plusieurs secondes. En présence d'octylphénol, les affichages sigmoïdes étaient moins nombreux et de plus courte durée. Le phénomène a également été observé chez la truite arc-en-ciel exposée pendant six mois, une concentration de 25 µg/L ayant provoqué une réduction de l'intensité de la parade nuptiale des mâles (Gray, Teather et Metcalfe, 1999).

Le taux de fécondation des œufs est aussi touché par la présence d'octylphénol. En effet, une diminution significative du nombre de mâles ayant fécondé les œufs a été observée après six mois d'exposition à 25 µg/L d'octylphénol chez le médaka (Gray et al., 1999). Gronen et al. (1999) ont étudié l'altération de la reproduction chez les mâles adultes de la même espèce. Les groupes reproducteurs exposés à 20 µg/L d'octylphénol pendant quatre mois ont produit environ 50 % moins d'œufs que les groupes témoins. De plus, ils ont observé une corrélation significative entre la synthèse de vitellogénine induite par l'octylphénol et le pourcentage d'œufs fécondés. Les mêmes effets ont été observés chez le poisson-zèbre exposé pendant 78 jours, où le nombre total d'œufs produits par femelle et par jour a diminué significativement, soit un nombre moyen de 56,6 chez les témoins comparativement à 11,6 chez les femelles exposées à 35 µg/L (Wenzel et al., 2001). Pour le butylphénol, une concentration de 151 µg/L a provoqué une augmentation significative du nombre d'œufs non fertilisés chez le médaka exposé pour une période de 14 jours (Shioda et Wakabayashi, 2000).

Le développement et la survie de la progéniture peuvent être altérés par l'octylphénol, ce qui suggère que ce composé pourrait être tératogène. Chez le médaka, l'exposition à 20 µg/L d'octylphénol a augmenté significativement le nombre d'embryons anormalement développés (Gronen et al., 1999). La croissance du poisson était significativement réduite et la première ponte était retardée de trois à quatre semaines lors d'une exposition à 35 µg/L d'octylphénol. Divers problèmes au niveau du développement ont augmenté significativement chez les embryons et les larves de médakas exposés à 10 et 25 µg/L d'octylphénol de la fertilisation jusqu'au jour 17, notamment des œdèmes péricardiques, la présence de cœur tubulaire, un développement incomplet des yeux et l'incapacité de gonfler la vessie natatoire lors de l'éclosion (Gray et al., 1999). Chez les embryons et les larves (jour 10 après la fertilisation) du poisson choquemort, une concentration de 2,06 mg/L d'octylphénol a engendré un développement anormal des larves, soit une courbure non apparente de la colonne vertébrale, l'absence de nageoires caudales complètes et un comportement de nage léthargique. Une exposition de 48 heures à 5,16 mg/L d'octylphénol a engendré des anomalies dans les structures principales entraînant une mortalité avant l'éclosion. (Kelly et Di Giulio, 2000) Finalement, Rasmussen et al. (2002) ont démontré que l'octylphénol pouvait être transféré de l'eau vers le liquide ovarien de la loquette d'Europe femelle, ce qui peut affecter les embryons.

En résumé, les alkylphénols peuvent influencer le succès reproducteur des poissons en perturbant le comportement sexuel, le taux de fertilisation ainsi que le développement et la survie de la progéniture.

#### 7.4 Potentiel génotoxique

Les études de génotoxicité *in vitro* telles que les tests de mutation génétique sur *Salmonella typhimurium* ou sur *Escherichia coli* n'ont pas démontré d'effets mutagènes du butylphénol et de l'octylphénol (OCDE, 1995 ; OCDE, 2000). Les résultats provenant d'études d'aberration chromosomique réalisées sur des cellules pulmonaires de hamster chinois étaient négatifs pour l'octylphénol et positifs pour le butylphénol, où des polyploïdies et des aberrations chromosomiques structurelles ont été démontrées (Anses, 2015a ; OCDE, 1995). En revanche, le même essai réalisé sur des lymphocytes et sur des cellules épithéliales hépatiques de rats a obtenu des résultats négatifs pour le butylphénol (Anses, 2015a). Aucune donnée de toxicité répertoriant des effets génotoxiques chez les organismes aquatiques n'a été répertoriée dans la littérature consultée. Des essais complémentaires devraient être réalisés afin de déterminer si de la génotoxicité peut être observée chez ce type d'organisme. Il est de même pour les effets immunologiques et cancérogènes.

## 8. ÉVALUATION DU DANGER ÉCOTOXICOLOGIQUE

L'évaluation du danger vise à caractériser de façon relative le potentiel que présente une situation de contamination à engendrer un effet néfaste sur la vie de la faune ou de la flore. La caractérisation de ce danger est réalisée par une identification de la présence et de la complexité d'une contamination, par une estimation de son comportement environnemental et par une caractérisation des effets toxiques qui peuvent être associés à son exposition. Pour déterminer le danger, il n'est pas nécessaire de considérer les données spécifiques au milieu et aux récepteurs. Ainsi, elle ne tient pas compte des interactions entre la source de stress et les récepteurs. Elle n'est donc pas propre à une situation de contamination donnée, mais au danger intrinsèque d'un contaminant. (N. Paquet, communication personnelle, 6 décembre 2017)

Dans la présente étude, l'approche retenue pour évaluer le danger écotoxicologique des alkylphénols est l'indice persistance-bioaccumulation-toxicité (PBT). Tel que son nom l'indique, cette méthode prend en compte la persistance des substances (P), leur potentiel de bioaccumulation (B) ainsi que leur toxicité (T). La persistance correspond à la capacité d'une molécule à résister à la dégradation dans l'environnement. Son évaluation peut être basée sur la mesure de la biodégradation ou sur les demi-vies des substances dans l'environnement. La bioaccumulation est la capacité d'une substance à s'accumuler dans les tissus des organismes. Cet aspect est mesuré selon les FBC ou FBA dans les organismes ou selon le log K<sub>ow</sub> du composé. Finalement, la toxicité est évaluée en fonction de données écotoxicologiques portant sur une exposition de courte ou longue durée pour diverses catégories d'organismes de la chaîne trophique (algues, crustacés et poissons dans le cas des organismes aquatiques). (Janusinfo, 2017)

Ainsi, l'évaluation du danger écotoxicologique du butylphénol et de l'octylphénol effectuée dans ce chapitre permettra de confirmer ou d'infirmer si ces alkylphénols représentent un danger pour les écosystèmes aquatiques. Cette évaluation est effectuée en prenant en considération les critères de quatre cadres différents soient : 1) ceux utilisés par le MDDEFP (2013) dans le cadre de l'évaluation environnementale stratégique sur les gaz de schistes, 2) les critères établis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE, 3) les critères de l'US EPA (2012) employés dans le profileur PBT ainsi que 4) ceux décrits dans le modèle de classification du danger environnemental du gouvernement suédois (Janusinfo, 2017). Pour faciliter l'interprétation, le tableau 8.1 résume les critères de ces cadres. Les incertitudes de l'analyse seront présentées à la fin du chapitre.

**Tableau 8.1 Critères d'évaluation du danger écotoxicologique selon quatre cadres différents** (inspiré de : I. Guay, courriel, 11 avril 2017)

	Critères MDDEFP <sup>(1)</sup>			Critères LCPE <sup>(2)</sup>	Critères US EPA <sup>(3)</sup>			Critères gouvernement suédois <sup>(4)</sup>			
Persistance	Rapidement biodégradable	Biodégradable	Peu ou non biodégradable	Persistant	Non persistant	Modérément persistant	Très persistant	Biodégradable	Peu dégradé et potentiellement persistant		
Eau	Tests OCDE > 60 % ou > 70 % (selon le test*) de la biodégradation est atteinte en 28 jours	Tests OCDE Entre 20 - 60 - 70 % (selon le test*) de la biodégradation est atteinte en 28 jours	Tests OCDE < 20 % de la matière organique est biodégradée en 28 jours	≥ 182 jours	< 60 jours	≥ 60 jours	> 180 jours	Tests OCDE Entre 20 - 100 % de la biodégradation est atteinte en 28 jours	Tests OCDE < 20 % de la matière organique est biodégradée en 28 jours		
Sols				≥ 182 jours	< 60 jours	≥ 60 jours	> 180 jours				
Sédiments				≥ 365 jours	< 60 jours	≥ 60 jours	> 180 jours				
Air				≥ 2 jours	> 2 jours	≤ 2 jours					
Bioaccumulation	Peu bioaccumulable	Bioaccumulable	Très bioaccumulable	Bioaccumulable	Non bioaccumulable	Modérément bioaccumulable	Très bioaccumulable	Faible potentiel de bioaccumulation	Fort potentiel de bioaccumulation		
FBA ou FBC	FBC < 1 000	FBC > 1 000	FBA ≥ 5 000 ou FBC ≥ 5 000	FBA ≥ 5 000 ou FBC ≥ 5 000	FBC < 1 000 (poissons)	FBC ≥ 1 000 (poissons)	FBC ≥ 5 000 (poissons)				
Log K <sub>ow</sub>		Log K <sub>ow</sub> > 4 et < 5	Log K <sub>ow</sub> ≥ 5	Log K <sub>ow</sub> ≥ 5				≤ 4	> 4		
Toxicité	Peu toxique	Toxique	Très toxique	Toxique	Non toxique	Modérément Toxique	Très toxique	Faiblement toxique	Modérément Toxique	Très toxique	Extrêmement toxique
Toxicité chronique	> 0,1 mg/L	0,01-0,1 mg/L	< 0,01 mg/L	Voir définition de la LCPE	> 10 mg/L ou sans effet à saturation (poissons)	0,1-10 mg/L (poissons)	< 0,1 mg/L (poissons)				
Toxicité aiguë	> 10 mg/L	1-10 mg/L	< 1 mg/L					> 100 mg/L	10 - 100 mg/L	1 - < 10 mg/L	< 1 mg/L

\* Une substance est dite rapidement biodégradable si une diminution de 70 % du carbone organique dissous est mesurée, ou, dans le cas des méthodes respirométriques, si une consommation de 60 % de la demande théorique en oxygène ou une production de 60 % de CO<sub>2</sub> est enregistrée.

<sup>(1)</sup> : MDDEFP, 2013

<sup>(2)</sup> : *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*

<sup>(3)</sup> : US EPA, 2012

<sup>(4)</sup> : Janusinfo, 2017

## 8.1 Critères de classification

Les critères de classification pour chacun des cadres présentés dans le tableau 8.1 sont détaillés dans la section suivante.

### 8.1.1 Critères du MDDEFP

Dans le cadre de l'évaluation environnementale stratégique sur les gaz de schiste, une étude sur les propriétés toxicologiques et sur le potentiel de biodégradation, de bioaccumulation, de persistance et de toxicité des composés susceptibles d'être utilisés pour la fracturation hydraulique a été réalisée par le MDDEFP. Dans ce document, la persistance est estimée selon le potentiel de dégradation d'une substance dans l'environnement aquatique, soit leur transformation en CO<sub>2</sub>, eau et sels. L'évaluation est basée sur les données issues d'essais de biodégradation réalisés selon les lignes directrices 301 (A à F) et 302 (A à C) de l'OCDE. Le MDDEFP a divisé les données provenant de ces essais en trois catégories. La première catégorie comprend les composés rapidement biodégradables, soient ceux dont plus de 60 % ou 70 % (dépendamment de l'essai) de la biodégradation est atteint en 28 jours. La deuxième catégorie regroupe les composés considérés comme biodégradables, soit lorsqu'entre 20 et 60 ou 70 % de la biodégradation est atteint en 28 jours. La dernière catégorie correspond aux substances peu ou non biodégradables, c'est-à-dire si moins de 20 % de la matière organique est biodégradée en 28 jours. (MDDEFP, 2013)

La bioaccumulation est estimée par l'analyse du FBC ou du FBA. En absence de FBC ou de FBA, les valeurs du log K<sub>ow</sub> sont utilisées. Un FBC inférieur à 1 000 signifie que le composé est peu bioaccumulable. Un FBC supérieur à 1 000 ou un log K<sub>ow</sub> supérieur à 4 et inférieur à 5 représente un composé suffisamment bioaccumulable pour que les risques soient évalués. Afin d'être considérée comme très bioaccumulable, la substance doit détenir un FBC ou un FBA plus grand ou égal à 5 000 ou encore un log K<sub>ow</sub> supérieur ou égal à 5. (MDDEFP, 2013)

La toxicité potentielle des contaminants est évaluée à partir des toxicités aiguës et chroniques des organismes aquatiques (flore et faune). Pour la toxicité aiguë, la CL<sub>50</sub> ou CE<sub>50</sub> de l'espèce la plus sensible est utilisée. Pour la toxicité chronique, la classification du composé s'effectue selon la concentration sans effet observable (CSEO) ou la CL<sub>10-25</sub> de l'espèce la plus sensible, selon la CE<sub>10-50</sub> pour les algues ou selon le CVAC. La plus basse valeur entre le CVAC et les données de toxicité est alors retenue. Les données inférieures à 10 mg/L (toxicité aiguë) et inférieures à 0,1 mg/L (toxicité chronique) se classent dans la catégorie peu toxique. Un composé dont les valeurs de toxicité aiguë se situent entre 1 à 10 mg/L et celles de toxicité chronique entre 0,01 mg/L et 0,1 mg/L est considéré comme toxique. Pour être qualifiée de très toxique, la toxicité aiguë doit être inférieure à 1 mg/L et la toxicité chronique doit être plus petite que 0,01 mg/L. (MDDEFP, 2013)



### 8.1.2 Critères de la LCPE

Les critères utilisés pour l'évaluation de la persistance et de la bioaccumulation figurant dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE ont été énoncés dans le chapitre 5 de la présente étude.

Au Canada, une substance est jugée toxique si, à la suite d'une évaluation scientifique rigoureuse, elle répond ou équivaut à la définition de « toxique » évoquée dans la LCPE :

« est toxique toute substance qui pénètre ou peut pénétrer dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions de nature à : a) avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique ; b) mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie ; c) constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines. » (LCPE, art. 64).

### 8.1.3 Critères de l'US EPA

Le profileur PBT, développé par l'US EPA (2012), est un outil de dépistage du danger écotoxicologique d'une substance. Il prédit le potentiel de persistance d'un produit dans l'environnement, sa bioconcentration le long de la chaîne alimentaire et sa toxicité pour la santé humaine et l'environnement.

Selon cet outil, un composé est qualifié de non persistant si sa demi-vie dans l'eau, le sol ou les sédiments est inférieure à 60 jours et celle dans l'air plus petite ou égale à 2 jours. Lorsque les demi-vies dépassent ces valeurs, la substance est considérée comme persistante. (US EPA, 2012)

La bioaccumulation est évaluée selon les valeurs des FBC dans le poisson. Une valeur inférieure à 1 000 classe le composé dans la catégorie non bioaccumulable. Un FBC égal ou supérieur à 1 000 réfère à un composé bioaccumulable. (US EPA, 2012)

Les critères utilisés par l'US EPA pour évaluer la toxicité d'une substance sont élaborés d'après le programme sur les nouveaux produits chimiques : 1) les données de toxicité chronique pour les poissons qui sont supérieures à 10 mg/L sont jugées non toxiques, 2) entre 0,1 et 10 mg/L sont qualifiées de toxiques et 3) les données inférieures à 0,1 mg/L indiquent une toxicité élevée. (US EPA, 2012)

### 8.1.4 Critères du gouvernement suédois

En 2003, le gouvernement suédois a développé un modèle de classification du danger environnemental afin d'évaluer les produits pharmaceutiques. Ce processus, s'inspirant de la réglementation REACH, est basé sur la persistance, la bioaccumulation et la toxicité. Une valeur entre 0 et 3 est attribuée à chacune de ces caractéristiques. Le total de ces valeurs, compris entre 0 et 9, constitue l'indice PBT de la substance. Plus la note d'une substance est élevée, plus son danger pour l'environnement est grand. (Janusinfo, 2017)

La persistance est basée sur la mesure de la biodégradation selon la méthode 301 de l'OCDE ou une méthode équivalente. La valeur de 3 correspond à une molécule lentement dégradée ou persistante, une valeur de 0 est attribuée si elle est dégradée. (Janusinfo, 2017)

Une molécule est jugée bioaccumulable si le log K<sub>oe</sub> calculé selon les méthodes OCDE 107 ou 117 est supérieur à 4. La note est de 3 pour une molécule avec un fort potentiel de bioaccumulation et de 0 si ce potentiel est faible. (Janusinfo, 2017)

La toxicité est exprimée à l'aide des essais menés sur diverses catégories d'organismes aquatiques selon les méthodes OCDE 203, 202 et 201 ou des méthodes équivalentes. Si la CL<sub>50</sub>, CE<sub>50</sub> ou CI<sub>50</sub> est inférieure à 1 mg/L, le composé est extrêmement toxique (note de 3), entre 1 et moins de 10 mg/L très toxique (note de 2), entre 10 et 100 mg/L modérément toxique (note de 1) et plus de 100 mg/L faiblement toxique (note de 0). (Janusinfo, 2017)

## **8.2 Butylphénol**

Dans la section suivante, une évaluation du danger écotoxicologique du butylphénol est effectuée selon les critères décrits dans la section précédente. Le tableau 8.2 résume les résultats de l'indice PBT obtenu selon chacun des cadres.

### **8.2.1 Évaluation selon les critères du MDDEFP**

Pour évaluer la biodégradation du butylphénol selon les critères du MDDEFP (2013), deux tests de l'OCDE sont pris en considération. Le premier a été réalisé selon la Ligne directrice OCDE 301F (essai de respiration manométrique) en présence de micro-organismes non adaptés à deux concentrations de butylphénol différentes, soit 15 mg/L et 25 mg/L. Après 28 jours, la biodégradation était de 60 % pour une concentration en butylphénol de 15 mg/L et de 42 % pour une concentration de 25 mg/L (NIVA, 2001). Le second test est celui de la disparition du carbone organique dissous réalisé selon la Ligne directrice 301A. À la suite d'une période de 28 jours, 98 % de la biodégradation était atteint pour une concentration de 13 mg/L de butylphénol, en présence de micro-organismes non adaptés (OCDE, 2000). En sélectionnant le résultat le plus conservateur (une biodégradation de 42 %), le butylphénol est considéré comme biodégradable.

En ce qui a trait à la bioaccumulation du butylphénol, les FBC répertoriés dans la littérature sont tous inférieurs à 1 000 et le log K<sub>oe</sub> est inférieur à 4 (EU, 2008). Cela signifie que la substance serait peu bioaccumulable selon les critères établis par le MDDEFP (2013).

Parmi les données disponibles, l'espèce la plus sensible au butylphénol est la crevette grise de sable, avec une CL<sub>50</sub> de 1,9 mg/L (McLeese et al., 1979). Ainsi, la toxicité potentielle du butylphénol évaluée à partir des données de toxicité aiguë révèle que ce composé est toxique à court terme. Aucune donnée n'est

disponible pour évaluer la toxicité chronique de ce composé selon les critères établis par le MDDEFP (2013). Des études complémentaires sont nécessaires pour évaluer les effets à long terme de ce composé chez les organismes aquatiques.

En résumé, le butylphénol s'avère biodégradable, peu bioaccumulable et toxique à court terme selon les critères employés par le MDDEFP (2013).

### **8.2.2 Évaluation selon les critères de la LCPE**

L'analyse de la persistance et de la bioaccumulation du butylphénol selon la LCPE a été précédemment effectuée dans le chapitre 5. Il a été conclu que le butylphénol n'était ni persistant ni bioaccumulable en raison de ses demi-vies, ses FBC et son log K<sub>ow</sub> ne dépassant pas les critères établis dans le *Règlement pour la persistance et la bioaccumulation*. Toutefois, tel que mentionné dans la section 5.5, ces critères ont été établis pour le bannissement des composés. Cela signifie que le butylphénol peut être persistant ou bioaccumulable malgré le fait qu'il soit en dessous des critères du règlement.

En ce qui a trait à la toxicité, la présence du butylphénol dans les milieux aquatiques est très peu documentée, ce qui rend difficile de comparer les concentrations environnementales à celles ayant des effets néfastes chez les organismes. Toutefois, une concentration de 2,30 µg/L mesurée à Singapour (Basheer et al., 2004) est supérieure à la concentration de 1 µg/L provoquant une augmentation significative du nombre de femelles chez le sandre doré européen (ECHA, 2016). D'autres effets néfastes à des concentrations plus élevées, tels qu'une augmentation du nombre d'œufs non fertilisés, ont également été documentés (section 7.3.1). Ces effets observés sont pertinents, car ils ont le potentiel de nuire à la structure et à la taille de la population et, par conséquent, à la stabilité de l'écosystème (ECHA, 2016). De plus, il a été démontré que le butylphénol possède un grand pouvoir œstrogénique chez la truite arc-en-ciel, à savoir 18 fois supérieur à celui du nonylphénol (Jobling et Sumpter, 1993). Ainsi, il est jugé que le butylphénol est toxique au sens de la LCPE.

### **8.2.3 Évaluation selon les critères de l'US EPA**

Le butylphénol est considéré comme modérément persistant et non bioaccumulable selon l'US EPA. Les demi-vies du butylphénol dans les sédiments et dans le sol sont respectivement de 150 (Remberger et al., 2003) et de 90 jours (EU, 2008), ce qui dépasse la valeur de référence de 60 jours établie dans le profileur PBT. Les FBC chez le poisson (20 à 125) ne dépassent pas le FBC de 1 000 requis pour être qualifié de bioaccumulable. Puisqu'aucune donnée de toxicité chronique chez les poissons n'est disponible dans la littérature pour le butylphénol, il est impossible d'évaluer la toxicité de ce composé selon les critères du profileur PBT de l'US EPA. Des études complémentaires sur la toxicité chronique du butylphénol chez les poissons sont donc nécessaires pour établir la toxicité de cette substance selon les critères de l'US EPA.

#### 8.2.4 Évaluation selon les critères du gouvernement suédois

Selon le modèle de classification du danger environnemental du gouvernement suédois, le butylphénol est biodégradable dans l'environnement, ce qui lui vaut une note de 0. En effet, le résultat du test effectué selon la Ligne directrice OCDE 301F démontre une biodégradation de 42 % après 28 jours (NIVA, 2001), ce qui est supérieur au 20 % du critère. Le butylphénol possède un faible potentiel de bioaccumulation en raison de son log K<sub>ow</sub> de 3,29 (selon la Ligne directrice OCDE 107) (OCDE, 2000). De ce fait, une valeur de 0 est également attribuée à ce paramètre. En ce qui a trait à la toxicité, l'essai d'immobilisation de la daphnie d'une durée de 48 h selon la Ligne directrice OCDE 202 donne une CE<sub>50</sub> de 3,9 mg/L (Kühn et al., 1989). Cette valeur catégorise le butylphénol comme étant une substance très toxique (note de 2). Ainsi, le score total du butylphénol est de 2, ce qui réfère à un danger environnemental peu élevé.

#### 8.2.5 Sommaire de l'évaluation du danger écotoxicologique du butylphénol

Aucun des quatre cadres selon lesquels l'évaluation du danger écotoxicologique du butylphénol a été effectuée n'établit que cette substance est à la fois persistante, bioaccumulable et toxique (tableau 8.2). Selon l'indice PBT, le butylphénol représente un faible danger pour l'environnement aquatique. Toutefois, en raison des réponses œstrogéniques observées chez les organismes aquatiques exposés à ce composé et des preuves scientifiques qu'il peut causer des effets graves sur l'environnement, une attention particulière devrait être portée au butylphénol. Les niveaux d'expositions actuels et les effets toxiques à long terme pour des organismes aquatiques restent peu documentés, il serait ainsi nécessaire d'approfondir les recherches sur ce sujet afin d'établir la dangerosité actuelle de cette substance.

**Tableau 8.2 Résumé de l'indice PBT du butylphénol selon les quatre cadres**

	Persistance	Bioaccumulation	Toxicité
<b>MDDEFP</b>	Biodégradable	Peu bioaccumulable	Toxique (court terme)
<b>LCPE</b>	Non persistant	Non bioaccumulable	Toxique
<b>US EPA</b>	Modérément persistant	Non bioaccumulable	ND
<b>Gouvernement suédois</b>	Biodégradable	Faible potentiel de bioaccumulation	Très toxique

ND : non déterminé

#### 8.3 Octylphénol

La troisième section de ce chapitre présente l'évaluation du danger écotoxicologique de l'octylphénol selon les critères du MDDEFP, de la LCPE, de l'US EPA et du gouvernement suédois. Un résumé des résultats de l'indice PBT selon ces quatre cadres est présenté au tableau 8.3.

### **8.3.1 Évaluation selon les critères du MDDEFP**

Une seule étude respectant les lignes directrices de l'OCDE et détenant un niveau de fiabilité acceptable est disponible pour l'octylphénol. Cette étude, effectuée selon la Ligne directrice 302C de l'OCDE, mentionne qu'aucune dégradation de 30 mg/L d'octylphénol a été observée après 28 jours (Environment Agency, 2005a). Ainsi, en prenant compte des critères du MDDEFP, l'octylphénol est considéré comme non biodégradable.

Les FBC de l'octylphénol présentés au tableau 5.3 sont tous inférieurs à 1 000, ce qui signifie que le composé est considéré comme peu bioaccumulable selon ce critère. Toutefois, si on se réfère au log Koe maximum de 5,28 (Meylan et Howard, 1995), l'octylphénol est considéré comme très bioaccumulable. Bien que la méthode suggère de favoriser les FBC au log Koe, la présente analyse priorise les données les plus sévères. De ce fait, le log Koe est sélectionné pour évaluer la bioaccumulation. Ainsi, l'octylphénol est considéré comme très bioaccumulable.

La valeur de CL<sub>50</sub> la plus basse répertoriée pour l'octylphénol est de 0,011 mg/L chez la daphnie à la suite d'une exposition de 48 heures (Ra et al., 2008). Pour la toxicité chronique, la plus faible valeur est celle du CVAC, soit de 0,0045 mg/L (MDDELCC, 2000b). De ce fait, l'octylphénol est classé très toxique, autant à court terme qu'à long terme, selon ces critères.

En résumé, l'octylphénol est un composé persistant, très bioaccumulable et très toxique selon les critères établis dans le cadre de l'évaluation environnementale stratégique sur les gaz de schiste. Par conséquent, l'octylphénol serait considéré comme une substance dangereuse pour l'environnement aquatique.

### **8.3.2 Évaluation selon les critères de la LCPE**

Les demi-vies de l'octylphénol dans l'air, l'eau, le sol et les sédiments sont inférieures aux critères de classification de la LCPE. De ce fait, l'octylphénol est considéré comme non persistant selon le gouvernement canadien. Toutefois, tel qu'expliqué dans les sections 5.5 et 8.2.2, les composés peuvent être persistant même en ayant des demi-vies inférieures aux critères de la LCPE. Pour la bioaccumulation, l'octylphénol possède des FBC inférieurs à 5 000, il ne serait alors pas classé comme bioaccumulable. Toutefois, tout comme pour le MDDEFP, le log Koe peut être employé. Pour être qualifié de bioaccumulable, le log Koe doit être supérieur ou égal à 5. Dans ce cas, l'octylphénol est bioaccumulable en raison de son log Koe maximum de 5,28 (Meylan et Howard, 1995).

Lorsque les données de toxicité de l'octylphénol, présentées au chapitre 7, sont comparées avec les concentrations dans les milieux aquatiques, rapportées au chapitre 6, il apparaît que ce composé peut avoir un effet nocif sur l'environnement. En effet, une concentration de 4,8 µg/L induit la production de

vitellogénine chez la truite arc-en-ciel (Jobling et al., 1996). Or, en 2005, une concentration d'octylphénol de 6,3 µg/L a été relevée aux Pays-Bas (Vethaak et al., 2005). Qui plus est, le CVAA de l'octylphénol est de 0,2 µg/L (MDDELCC, 2000b). Dans les dernières années, cette concentration a été dépassée dans les milieux aquatiques de plusieurs pays, notamment la Chine (0,581 µg/L) (Chen et al., 2014), l'Espagne (1,5 µg/L) (Navarro et al., 2010), le Portugal (2,3 µg/L) (Quiros et al., 2005) et les Pays-Bas (6,3 µg/L) (Vethaak et al., 2005).

De plus, le potentiel de perturbation endocrinienne de l'octylphénol chez les organismes aquatiques a été démontré dans plusieurs études (section 7.3). Le développement anormal des organes sexuels et la baisse du succès reproducteur observés peuvent être des éléments affectant la diversité biologique. Malgré le fait que les analyses *in vitro* nécessitent généralement des concentrations plus élevées d'octylphénol que celles présentes dans l'environnement pour déclencher une réponse œstrogénique, ces essais ne reflètent pas la situation réelle dans le milieu aquatique. En effet, elles mesurent généralement les réponses à court terme. Toutefois, les organismes sont probablement exposés à ces composés tout au long de leur vie. Il devient alors extrêmement important de prendre en considération des facteurs tels que la bioaccumulation. (Routledge et Sumpter, 1997)

D'ailleurs, l'octylphénol est un composé qui a été comparé à maintes reprises au nonylphénol en raison de leurs propriétés physico-chimiques et de leurs toxicités similaires. Le nonylphénol et ses dérivés éthoxylés ont été ajoutés à la liste des substances toxiques de la LCPE en juin 2001. Bien que l'octylphénol présente un potentiel œstrogénique trente fois supérieur au nonylphénol selon Routledge et Sumpter (1997), ce composé ne figure toujours pas sur la liste des substances toxiques. Pour ces raisons, il est jugé que l'octylphénol est toxique au sens de la LCPE.

En résumé, l'octylphénol est un composé non persistant, bioaccumulable et toxique selon les critères établis par la LCPE.

### **8.3.3 Évaluation selon les critères de l'US EPA**

La demi-vie de l'octylphénol dans les sédiments est de 150 jours selon Remberger et al. (2003), ce qui qualifie l'octylphénol de modérément persistant selon les critères du profileur PBT de l'US EPA. Puisque les FBC de l'octylphénol varient entre 74 et 471 chez les poissons, ce composé est considéré comme non bioaccumulable puisqu'ils ne dépassent pas la valeur de référence de 1 000. La plus faible valeur de toxicité chronique chez le poisson repérée dans la littérature est une CL<sub>10</sub> de 0,087 mg/L d'octylphénol chez le poisson-zèbre (Cruz-Li, 2004). De ce fait, l'octylphénol est considéré comme très toxique selon l'US EPA. En résumé, selon le profileur de l'US EPA, l'octylphénol est un composé persistant, non bioaccumulable et très toxique.

### 8.3.4 Évaluation selon les critères du gouvernement suédois

Selon le modèle de classification du danger environnemental du gouvernement suédois, l'octylphénol est peu biodégradable et potentiellement persistant dans l'environnement. En effet, aucune dégradation de 30 mg/L d'octylphénol n'a été observée après 28 jours selon la Ligne directrice 302C de l'OCDE (Environment Agency, 2005a). Ainsi, une note de 3 est allouée à ce paramètre. Une note de 3 est également accordée à l'octylphénol pour le paramètre de bioaccumulation, puisque le log K<sub>ow</sub> calculé selon la méthode OCDE 107 est de 4,12 (Ahel et Giger, 1993). En ce qui a trait à la toxicité, une méthode équivalente au test OCDE 203 (toxicité aiguë chez le poisson) a été effectuée par l'OCDE (1994). Une CL<sub>50</sub> (96 h) de 0,29 mg/L a été obtenue pour le mené à grosse tête (OCDE, 1995), ce qui classe l'octylphénol comme un composé extrêmement toxique, héritant d'une note de 3.

Selon la méthode de classification du danger environnemental du gouvernement suédois, l'octylphénol est lentement dégradé, possède un fort potentiel de bioaccumulation et est extrêmement toxique. Il obtient donc le score maximal de 9. Il est ainsi particulièrement dangereux pour l'environnement.

### 8.3.5 Sommaire de l'évaluation du danger écotoxicologique de l'octylphénol

À l'aide des critères décrits ci-dessus, l'octylphénol s'est révélé préoccupant pour l'environnement. L'évaluation du danger écotoxicologique a démontré que les concentrations d'octylphénols mesurées dans les milieux aquatiques de certains pays sont assez élevées pour avoir des effets nocifs sur les organismes, tels des désordres du système endocrinien. Son analyse par la méthode PBT a permis d'établir que ce composé est persistant (3/4), bioaccumulable (3/4) et toxique pour les organismes aquatiques (4/4) (tableau 8.3). De ce fait, il représente un danger écotoxicologique élevé pour les écosystèmes aquatiques.

Selon le MDDEFP (2013), lorsqu'un composé remplit les trois paramètres de l'indice PBT, ce composé devrait être proscrit. De ce fait, l'octylphénol devrait être banni selon cette référence. Pour la LCPE, une substance doit répondre à quatre critères (être persistant, bioaccumulable, toxique et qui résulte principalement de l'activité humaine) afin d'être désignée pour une élimination virtuelle de l'environnement (Gouvernement du Canada, 2013). Puisque l'octylphénol n'est pas persistant au sens du *Règlement sur la bioaccumulation et la persistance*, il ne sera pas destiné à l'élimination virtuelle du gouvernement fédéral. Lorsqu'un produit est évalué PBT selon le profileur de l'US EPA, il est conseillé d'effectuer davantage de recherches de données, des estimations utilisant d'autres méthodes, de comparer les résultats estimés avec un produit ayant une structure similaire, etc. (US EPA, 2012). Toutefois, l'octylphénol n'est pas bioaccumulable selon l'US EPA. Cependant, il est important de souligner qu'une substance très toxique et persistante présente tout de même un danger considérable pour l'environnement. Finalement, aucune recommandation n'est fournie dans le modèle de classification du danger environnemental du gouvernement

suédois dans le cas où une substance est classée PBT. Puisque l'octylphénol a obtenu le score maximal de 9, ceci traduit que la substance est très dangereuse pour l'environnement.

**Tableau 8.3 Résumé de l'indice PBT de l'octylphénol selon les quatre cadres**

	<b>Persistance</b>	<b>Bioaccumulation</b>	<b>Toxicité</b>
<b>MDDEFP</b>	Non biodégradable	Très bioaccumulable	Très toxique
<b>LCPE</b>	Non persistant	Bioaccumulable	Toxique
<b>US EPA</b>	Modérément persistant	Non bioaccumulable	Très toxique
<b>Gouvernement suédois</b>	Peu dégradable et potentiellement persistant	Fort potentiel de bioaccumulation	Extrêmement toxique

#### 8.4 Incertitudes

L'approche adoptée pour évaluer les dangers écotoxicologiques du butylphénol et de l'octylphénol dans l'environnement aquatique comporte certaines sources d'incertitudes.

Bien qu'une recherche littéraire approfondie ait été réalisée pour établir le comportement, le devenir et les effets toxiques du butylphénol et de l'octylphénol, les données portant sur ces composés restent limitées. De ce fait, il est difficile d'évaluer la fiabilité des données récoltées lorsque ces dernières ne peuvent être comparées à d'autres études similaires.

Une seconde source d'incertitude est la provenance des données de toxicité des alkylphénols. Le comportement et les effets du butylphénol et de l'octylphénol chez les organismes aquatiques ont été relativement peu étudiés directement dans l'environnement. Le comportement environnemental est souvent estimé en fonction de leurs propriétés physico-chimiques qui ne représentent pas nécessairement leur comportement réel dans les milieux aquatiques. La majorité des données de toxicité proviennent de bioessais réalisés en laboratoire. Bien que pouvant s'y rapprocher, les conditions en laboratoire ne sont pas nécessairement représentatives de celles dans l'environnement. Ainsi, les espèces en milieu naturel ne réagissent pas systématiquement à la présence des alkylphénols par rapport aux espèces testées en laboratoire. Ceci peut entre autres s'expliquer par les nombreux stress des organismes en milieu naturel. Il est d'ailleurs important de souligner que les organismes aquatiques sont généralement exposés de façon simultanée à plusieurs contaminants. Les interactions toxicologiques, telles que la synergie, la potentialisation et l'antagonisme, rendent difficiles à interpréter les effets observés dans les études réalisées sur des organismes endogènes (CNESST, 2016). En effet, ces interactions peuvent modifier la réponse d'un organisme à un composé ce qui n'est généralement pas pris en considération lors de la réalisation de bioessais.



Finalement, l'indice PBT est une approche d'évaluation du danger écotoxicologique qui est sujette à interprétation. Par conséquent, les conclusions peuvent varier dépendamment de l'évaluateur et du cadre appliqué.

## **9. PROPOSITION DE SOLUTIONS ADAPTÉES**

Les chapitres précédents ont permis de dresser un portrait de la présence du butylphénol et de l'octylphénol dans l'environnement et de leurs effets toxiques sur les organismes aquatiques. La problématique liée à ces composés a été bien développée et il a été mis en évidence que des efforts doivent être réalisés pour limiter l'apport de ces composés dans l'environnement. Ainsi, ce dernier chapitre propose des solutions qui pourraient être mises en place pour minimiser ou éliminer les risques environnementaux reliés à ces alkylphénols. Les solutions proposées incluent l'utilisation de substances alternatives, une amélioration des technologies et l'instauration d'une réglementation plus sévère. Les connaissances complémentaires ayant besoin d'être acquises sont également identifiées.

### **9.1 Utilisation de substances alternatives**

Une multitude de substances alternatives aux nonylphénols et leurs dérivés éthoxylés sont proposées dans la littérature pour limiter l'emploi de ces composés. Un rapport rédigé par Campbell (2002) en présente une variété selon leur toxicité, leur accessibilité, leur efficacité et leur prix. Puisque le butylphénol et l'octylphénol sont employés pour des applications similaires aux nonylphénols, ces substances peuvent également servir à remplacer les composés à l'étude.

Il faut toutefois faire preuve de prudence en ce qui a trait au remplacement du butylphénol et de l'octylphénol par d'autres produits. Plusieurs facteurs sont à prendre en considération avant de proposer une substance alternative. Il est d'abord important d'évaluer la disponibilité et l'efficacité des substituts. Si un produit est moins efficace, une plus grande quantité peut être nécessaire pour atteindre une performance équivalente. Les coûts associés à l'utilisation d'une substance alternative doivent aussi être étudiés préalablement. Ces coûts sont principalement ceux de la reformulation des produits et d'adaptation des procédés, les surcoûts de production des substances et le différentiel de prix entre les substances alternatives et la substance initiale (INERIS, 2012). Il est également essentiel de s'assurer que les produits de remplacement permettent de réduire le risque toxicologique. Le choix de composés avec des propriétés physico-chimiques semblables peut donc, au premier abord, sembler une option favorable, puisqu'ils pourront remplir des rôles analogues pour une même gamme d'applications techniques. Toutefois, il n'est pas rare que des propriétés toxicologiques similaires les accompagnent. On peut référer à l'octylphénol qui a remplacé le nonylphénol pour finalement démontrer un potentiel œstrogénique plus puissant que son précurseur. Les sous-sections suivantes présentent les avantages et les inconvénients de l'utilisation des principales substances alternatives des composés à l'étude.

### **9.1.1 Alcools éthoxylés**

Depuis les années 30, les alcools éthoxylés étaient grandement utilisés dans les secteurs industriels. Aujourd'hui, ils font partie des surfactants non ioniques les plus produits dans le monde entier. Les alcools éthoxylés à chaînes longues, qui sont utilisés en remplacement des nonylphénols éthoxylés, peuvent également servir à substituer les octylphénols éthoxylés. L'intérêt porté envers ces produits est expliqué par leur profil environnemental (comportement, devenir, toxicité) plus favorable que celui des alkylphénols éthoxylés. Les alcools éthoxylés sont rapidement biodégradables et leurs produits de transformation sont moins toxiques que les composés parents, contrairement aux alkylphénols. Par exemple, le composé intermédiaire de dégradation, le polyéthylène glycol, ne démontre aucune toxicité aquatique chez l'oursin de mer à des concentrations allant jusqu'à 200 mg/L. De plus, les alcools éthoxylés et leurs produits intermédiaires de dégradation ne sont pas considérés comme des perturbateurs endocriniens. En se basant sur ces informations, il est conclu que les alcools éthoxylés sont des substituts qui présentent un risque environnemental pour l'environnement aquatique moindre que celui des alkylphénols. Ces composés peuvent donc remplacer les alkylphénols dans les détergents et les produits nettoyants, dans la peinture, ainsi que dans l'industrie du textile et du cuir. (Campbell, 2002 ; INERIS, 2006)

Toutefois, bien qu'ils présentent une efficacité similaire, ils sont estimés plus dispendieux que les alkylphénols. À titre indicatif, en 2000, un kilogramme d'octylphénols éthoxylés coûtait 2,97 \$ alors qu'un kilogramme d'alcools éthoxylés variait entre 3,24 et 3,50 \$ (Campbell, 2002).

### **9.1.2 Surfactants à base de glucose**

Les glucides, tels que les dérivés de carbohydrates (les alkylpolyglucosides, les glucamides et les alkylglucosamides), peuvent être employés comme substances alternatives aux octylphénols éthoxylés. Ces surfactants non ioniques à base de glucose sont d'excellents émulsifiants et des agents moussants modérés. Les alkylpolyglucosides peuvent également être employés dans l'industrie du cuir (INERIS, 2006). Ces composés sont rapidement biodégradables et ils ne se bioaccumulent pas. Des études démontrent que près de 50 % est dégradé lors du cheminement vers les égouts (Matthijs et al., 1995) et que plus de 98 % des surfactants à base de glucose est éliminé dans les usines de traitement (Stalmans, Matthijs, Weeg et Morris, 1993). De plus, les surfactants à base de glucose et leurs produits de dégradation ont une toxicité relativement faible. Par exemple, aucun effet toxique n'est observé pour les produits de transformation intermédiaires à une concentration de 10 mg/L. Ces composés sont également disponibles chez un certain nombre de fournisseurs. (Campbell, 2002)

### 9.1.3 Autres substances alternatives pour usages spécifiques

DEFRA (Department for Environment Food and Rural Affairs) (2008) a identifié quatre produits pour remplacer les résines phénoliques fabriquées à partir du butylphénol ou de l'octylphénol et employées dans la fabrication de caoutchouc. Ces produits sont des dérivés à base de colophane, des résines de coumarone-indène, des résines aliphatiques et des terpènes tels que le  $\alpha$ - ou le  $\beta$ -pinène obtenus à partir de souches de pin. Il est indiqué que les dérivés à base de colophane permettent des économies significatives par rapport aux produits pétroliers et aux résines phénoliques, tout en conservant les caractéristiques physiques du caoutchouc. Toutefois, peu d'informations sont disponibles relativement à la toxicité de ces produits.

Des technologies récentes ont permis de créer des résines époxydes à base d'eau qui ne nécessitent plus d'être mélangées avec des solvants organiques. Ces produits peuvent ainsi remplacer les résines phénoliques employées comme isolants électriques ou adhésifs et dans les textiles résistants aux produits chimiques. (DEFRA, 2008)

Le butylphénol utilisé pour la production de polycarbonates, de résines phénoliques et de formaldéhydes peut aussi être substitué par le 4-cumylphénol, une substance n'appartenant pas à la famille des alkylphénols. Dans la production de résines époxydes, le butylphénol peut être remplacé par des sels de cobalt ou amines dans les accélérateurs de durcissement. (INERIS, 2014)

Selon DEPA (2013), de l'huile de lin estérifiée, différents types de tensioactifs non ioniques, des esters phosphates et des polycarboxylates de potassium peuvent être utilisés comme substituts des alkylphénols éthoxylés dans les peintures à base d'eau.

Finalement, les alkylphénols employés dans les détergents et les nettoyants peuvent être substitués par des acides gras, des amines grasses ou des hydrocarbures insaturés (INERIS, 2012).

Toutefois, certaines applications semblent ne pas avoir d'alternative viable à ce jour. De plus, un bon nombre de substances de remplacement proposées ci-dessus nécessitent des études approfondies quant à leur toxicité, leur efficacité et leurs coûts afin de savoir si elles sont des solutions viables et non dommageables pour l'environnement.

## 9.2 Amélioration des technologies

Le niveau de traitement des eaux usées influence grandement les concentrations d'alkylphénols rejetées dans l'environnement. Une étude menée dans les stations de traitement d'eau potable du Québec montre qu'en fonction des traitements employés, le pourcentage d'élimination des alkylphénols peut varier de 11 à 99 % (Berryman et al., 2003). Ces résultats sont préoccupants, car ils indiquent que les stations ne sont que partiellement efficaces pour éliminer ces composés. De ce fait, l'optimisation et la reconfiguration des

technologies actuellement employées permettraient une réduction significative de l'apport des alkylphénols dans l'environnement aquatique.

Une étude réalisée par Priac et al. (2014) a soulevé les points forts et les points faibles des techniques d'élimination des alkylphénols présentées dans la littérature. Selon cette analyse, quatre traitements sont des solutions viables et intéressantes. Le premier est le traitement par adsorption sur charbon activé qui est simple et efficace. Ce processus est connu pour retirer un large éventail de contaminants et ne former aucun sous-produit, contrairement au traitement chimique. De plus, lorsque des charbons microporeux sont utilisés, ces derniers peuvent servir de supports pour des bactéries qui dégradent ainsi une partie de la matière organique adsorbée. Toutefois, en raison de leur puissant pouvoir absorbant, les filtres se saturent rapidement et leur efficacité diminue avec le temps. De ce fait, les filtres doivent être changés ou régénérés à l'aide de produits chimiques ou de chaleur, ce qui peut devenir coûteux. Le second traitement est la filtration membranaire, telle que l'osmose inverse et la nanofiltration, qui permet la séparation des substances dissoutes sans avoir recours à des produits chimiques. Ce processus permet une réduction efficace et rapide des alkylphénols dans les eaux. Cependant, son coût est relativement élevé et des problèmes techniques peuvent survenir, notamment le colmatage des membranes. Le troisième traitement est la biotechnologie qui consiste en l'utilisation de différents types de micro-organismes immobilisés et de biocatalyseurs. Elle connaît une bonne acceptabilité sociale puisqu'elle est considérée comme un processus « naturel ». De plus, c'est une approche économique, écologiquement favorable et efficace. Le seul inconvénient est la gestion et la maintenance des micro-organismes. Finalement, les techniques d'oxydation avancée sont très efficaces pour traiter des composés toxiques et non biodégradables, tels que certains alkylphénols. Elle permet la minéralisation des composés organiques et donc une réduction de la demande chimique en oxygène et du contenu organique total. La photocatalyse serait la technique d'oxydation avancée la plus intéressante grâce à son potentiel à rendre la minéralisation complète. Selon Priac et al. (2014), l'oxydation avancée combinée avec la biodégradation ou l'adsorption serait la technique du futur. Le principal avantage de cette technique est qu'elle ne transfère pas la contamination d'un compartiment à un autre comme l'adsorption et qu'elle ne produit pas de grandes quantités de boues. Toutefois, son coût représente un frein à sa généralisation. Qui plus est, les techniques d'oxydation chimique peuvent générer des sous-produits nocifs dans les effluents, notamment le phénol et le p-hydroquinone.

Une autre étude réalisée par Feenstra (2009) a comparé les différentes techniques de traitement des eaux usées contenant du nonylphénol selon la faisabilité technique, la performance, le coût et l'état actuel des techniques. Les techniques évaluées étaient l'adsorption sur charbon activé, les processus d'oxydation avancée ou d'oxydation chimique, la nanofiltration ou osmose inverse, l'adsorption sur lit mobile continu, l'oxydation électrochimique et l'électrocoagulation. La conclusion tirée de leur analyse est que l'adsorption

sur charbon activé et l'oxydation chimique sont les techniques les plus avantageuses malgré qu'elles soient les plus coûteuses.

Ainsi, plusieurs études ont démontré que l'ajout de procédés tels que l'adsorption sur charbon activé ou de techniques d'oxydation avancée aux stations de traitement des eaux usées serait efficace pour augmenter l'élimination des alkylphénols. Toutefois, certains de ces procédés ne permettent pas de résoudre la problématique de l'accumulation des alkylphénols dans les boues. Les solutions alternatives recommandées pour contrer ce problème sont le compostage et la stabilisation aérobie des boues. L'aération faciliterait l'élimination des alkylphénols comparativement à d'autres traitements de boues. Cependant, le confinement et le traitement du lixiviat sont essentiels afin de ne pas ajouter une source de contamination à l'environnement. Malgré le fait que le traitement aérobie nécessite une forte demande énergétique, il est évident que les boues doivent subir une certaine forme de traitement pour que les alkylphénols soient éliminés efficacement. (Soares et al., 2008) Dans le rapport de Feenstra (2009), d'autres solutions sont proposées, soit d'utiliser les boues d'épuration comme combustible secondaire pour la production d'électricité ou soit de les prétraiter par séchage biologique. La phytoremédiation peut également être prometteuse puisque par le passé, elle a réussi à traiter certains contaminants organiques (Porter et Hayden, 2008). Cependant, il faudrait mettre en lumière comment les plantes seraient capables de métaboliser et de dégrader les alkylphénols. Finalement, une stratégie à l'étude pour éliminer les alkylphénols est le traitement des eaux usées et des boues avec des enzymes telles que les peroxydases ou les polyphénols oxydase (Ikehata, Buchanan et Smith, 2004 ; Sakuyama, Endo, Fujimoto et Hatano, 2003 ; Wagner et Nicell, 2002).

### **9.3 Instauration d'une réglementation plus sévère**

L'instauration d'une réglementation plus sévère par le fédéral peut s'avérer une piste de solutions permettant de s'attaquer aux sources de contamination ainsi qu'aux rejets dans l'environnement.

La production, la commercialisation et l'utilisation de l'octylphénol par les secteurs responsables de l'apport majoritaire de ces substances dans l'environnement devraient être interdites ou, du moins, contrôlées par l'adoption de règlements. Des initiatives volontaires devraient être prises par les industries pour s'engager à éliminer graduellement l'usage de ces composés.

Tel que mentionné dans le chapitre 2, aucun règlement fédéral ne régit directement le rejet du butylphénol ou de l'octylphénol dans l'environnement au Canada. Il serait alors important que l'élimination de ces composés soit restreinte et réglementée afin de réduire et limiter la quantité rejetée dans l'environnement. D'ailleurs, un contrôle et un suivi devraient être mis en place dans les stations de traitement des eaux usées pour quantifier les émissions d'alkylphénols dans l'environnement.

Ensuite, le gouvernement fédéral canadien devrait émettre des critères de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique pour le butylphénol et l'octylphénol. Au Québec, il serait pertinent d'établir un CVAA et un CVAC pour le butylphénol.

Finalement, l'octylphénol devrait être ajouté à la liste des substances toxiques de l'Annexe 1 de la LCPE. L'analyse de ce composé effectué dans cet essai justifie sa place sur cette liste.

#### **9.4 Connaissances complémentaires nécessaires**

Au cours de la recherche d'informations pour cet essai, plusieurs éléments se sont révélés manquants ou peu étudiés dans la littérature. Ainsi, il est jugé pertinent d'énumérer les connaissances complémentaires ayant besoin d'être acquises afin de dresser un portrait plus complet du potentiel de danger des alkylphénols.

Au Canada, aucune donnée relative à la production et à l'utilisation du butylphénol et de l'octylphénol ne semble disponible. Les données citées dans cet essai concernent le nonylphénol et datent de la fin des années 90. Ainsi, une étude serait nécessaire pour connaître quels sont les principaux producteurs et utilisateurs du butylphénol et de l'octylphénol. Cela permettrait d'identifier les sources de rejets possibles de ces composés.

Il faudrait également mettre à jour l'information concernant les concentrations environnementales du butylphénol et de l'octylphénol. La majorité des données présentées dans le chapitre 6 remontent à plus de 15 ans et peu de mesures ont été effectuées au Canada. De ce fait, les niveaux d'expositions actuels des organismes aquatiques restent méconnus et empêchent d'établir si les concentrations environnementales sont suffisamment élevées pour provoquer un effet néfaste sur les organismes.

Des études complémentaires sont nécessaires pour évaluer les effets toxiques à long terme du butylphénol chez les organismes aquatiques, particulièrement chez le poisson. Seulement deux études sont disponibles sur les effets d'une exposition chronique au butylphénol et elles ne permettent pas d'évaluer la toxicité chronique selon les critères établis par le MDDEFP ni par l'US EPA. De plus, aucune donnée de toxicité répertoriant des effets génotoxiques, immunologiques ou cancérigènes du butylphénol et de l'octylphénol chez les organismes aquatiques n'a été répertoriée dans la littérature consultée. Afin de déterminer si ces effets peuvent être observés chez ce type d'organismes, des essais complémentaires devraient être effectués.

Comme mentionné dans le chapitre 8, la documentation portant sur le comportement et les effets du butylphénol et de l'octylphénol chez les organismes aquatiques proviennent majoritairement de bioessais réalisés en laboratoire. Il serait pertinent d'effectuer des essais avec des espèces en milieu naturel, afin que les conditions soient plus représentatives de celles retrouvées dans l'environnement.

Les recherches sur les substances de remplacement des alkylphénols et de leurs dérivés éthoxylés devraient aussi être approfondies quant à leur efficacité, leur toxicité et leur coût afin de savoir si ce sont des solutions judicieuses. Cela permettrait également de savoir quelle alternative est la plus avantageuse pour éliminer rapidement l'utilisation de ces composés.

Finalement, l'étude des effets environnementaux des autres composés de la famille des alkylphénols demeure à l'heure actuelle très incomplète, surtout en ce qui a trait à leur potentiel œstrogénique. Il serait donc pertinent d'élargir les recherches sur l'ensemble de ces composés.

### **9.5 Résumé des recommandations**

Il est difficile de sélectionner une substance alternative au butylphénol et à l'octylphénol à prioriser, car dépendamment de l'utilisation requise, le composé de remplacement peut être différent. Toutefois, les alcools éthoxylés semblent pouvoir remplacer les octylphénols dans un large éventail d'applications. De plus, il a déjà été démontré que ces composés ne représentent pas un danger pour l'environnement. Pour le butylphénol, le 4-cumylphénol semble également pouvoir pallier à de nombreux usages. Cependant, cette alternative est à prendre avec précaution puisque peu d'études écotoxicologiques ont été effectuées sur ce produit.

En ce qui a trait à l'amélioration des technologies, il a été démontré que le traitement par adsorption sur charbon activé ainsi que les procédés d'oxydation avancée semblent être les options les plus avantageuses pour éliminer les alkylphénols des eaux usées. Il est toutefois nécessaire de les combiner à un traitement des boues afin d'éviter l'accumulation des alkylphénols dans ces matrices.

Au niveau de la réglementation, la réduction des sources des alkylphénols devrait être privilégiée. De ce fait, l'adoption de règlements contrôlant la production, la commercialisation et l'utilisation des alkylphénols par les secteurs responsables de l'apport majoritaire de ces composés dans l'environnement serait à prioriser afin d'éliminer graduellement la présence et l'usage de ces composés.

Finalement, il est ardu de préciser laquelle de ces trois solutions devrait être mise de l'avant en premier puisqu'elles devraient toutes être appliquées de manière complémentaire. Afin d'optimiser la diminution des alkylphénols dans l'environnement, les efforts devraient se faire autant au niveau du remplacement de ces produits, que de leur traitement et de leur réglementation.



## CONCLUSION

La présence des alkylphénols dans l'environnement suscite l'attention des scientifiques depuis plusieurs années. Au cœur des préoccupations, le nonylphénol a fait l'objet de nombreuses études. Cependant, les autres composés de cette famille, tels que le butylphénol et l'octylphénol, ont été documentés dans une moindre mesure et leurs impacts environnementaux demeurent peu étudiés. L'objectif général de cet essai était donc d'évaluer le danger écotoxicologique du butylphénol et de l'octylphénol pour le milieu aquatique et de proposer des solutions adaptées.

Dans un premier temps, une revue de littérature a permis de répondre aux six premiers objectifs spécifiques de cet essai. Dans le chapitre 1, la nomenclature et la classification des différents composés de la famille des alkylphénols ont été détaillées afin de bien identifier le butylphénol et l'octylphénol. Le deuxième chapitre a décrit la législation régissant les alkylphénols au Canada et à l'échelle mondiale. Ce chapitre a permis d'établir que le nonylphénol est bien réglementé, mais que peu de mesures sont en place pour contrôler l'apport de butylphénol et d'octylphénol dans l'environnement. Le chapitre 3 portait sur les propriétés physico-chimiques du butylphénol et de l'octylphénol, comparativement au nonylphénol. Il en est ressorti que l'octylphénol possède de nombreuses propriétés similaires au nonylphénol. Par la suite, le quatrième chapitre a dressé un portrait de la production, de l'utilisation et des sources de rejets du butylphénol et de l'octylphénol. Il a été établi que l'octylphénol est principalement employé comme intermédiaire dans la production de dérivés éthoxylés d'octylphénols et de résines phénoliques. Le butylphénol est principalement utilisé comme monomère dans la synthèse chimique, telle la production de résines phénoliques, de polycarbonates et de résines époxydes. Le rejet de ces substances dans l'environnement s'effectue principalement via les effluents industriels ou municipaux. Le cinquième chapitre a permis de déterminer le comportement et le devenir des alkylphénols dans l'environnement. Il a été constaté que les alkylphénols sont rapidement éliminés du compartiment atmosphérique et qu'ils ont un fort potentiel de rétention dans les sols et les sédiments. Au niveau du milieu aquatique, la biodégradation de type aérobie est le principal mécanisme de dégradation du butylphénol et de l'octylphénol. Dans le chapitre 6, une compilation des concentrations environnementales a permis d'évaluer l'ampleur de la contamination des alkylphénols dans l'environnement. Puis, le chapitre 7 a confirmé le caractère toxique des alkylphénols sur les organismes aquatiques. Il a été démontré que le butylphénol et l'octylphénol sont capables de mimer les œstrogènes chez les organismes aquatiques, ce qui influence, en particulier, la différenciation et le développement des organes sexuels ainsi que le succès reproducteur et le développement larvaire des poissons.

Dans un second temps, une évaluation du danger écotoxicologique, selon l'approche PBT, a été réalisée en prenant en considération les critères de quatre cadres différents. La conclusion tirée de cette évaluation,

présentée au chapitre 8, est que l'octylphénol détient un statut préoccupant pour l'environnement. Il est persistant, bioaccumulable et toxique pour les organismes aquatiques. De plus, d'après les quelques données disponibles, les concentrations mesurées dans les milieux aquatiques sont suffisamment élevées pour provoquer des effets nocifs sur les organismes aquatiques. D'après l'indice PBT, le butylphénol représente un faible danger pour l'environnement aquatique (biodégradable, peu ou pas bioaccumulable, toxique pour les organismes aquatiques), mais une attention particulière devrait tout de même lui être portée en raison de son potentiel œstrogénique.

Une énumération des différentes solutions pour minimiser ou éliminer les risques environnementaux des alkylphénols a été effectuée dans le dernier chapitre. L'utilisation de substances alternatives telles que les alcools éthoxylés, l'amélioration des technologies d'épuration des eaux usées, comme l'ajout de traitement par adsorption sur charbon activé ou de procédés d'oxydation avancée et l'instauration d'une réglementation plus sévère figurent parmi les solutions à privilégier.

Malgré le fait qu'il existe peu d'études, cet essai a permis d'évaluer le danger écotoxicologique du butylphénol et de l'octylphénol pour le milieu aquatique et de proposer des solutions adaptées. L'objectif principal et les objectifs spécifiques ont été atteints. Toutefois, afin de traiter la problématique des alkylphénols de manière plus approfondie, il serait nécessaire d'élargir les recherches, notamment sur les effets à long terme du butylphénol, mais également sur les autres composés de cette famille, qui à ce jour, demeurent peu documentés dans la littérature scientifique.

## RÉFÉRENCES

- Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses). (2015a). *Caractérisation des dangers et des expositions du 4-tert-butylphénol*. (Rapport d'expertise collective). Repéré à <https://www.anses.fr/fr/system/files/SUBCHIM2009SA0331-110.pdf>
- Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses). (2015b). *Caractérisation des dangers et des expositions du 4-tert-octylphénol*. (Rapport d'expertise collective). Repéré à <https://www.anses.fr/fr/system/files/SUBCHIM2009SA0331-107.pdf>
- Ahel, M. et Giger, W. (1993). Partitioning of alkylphenols and alkylphenol polyethoxylates between water and organic solvents. *Chemosphere*, 26(8), 1471-1478.
- Ahel, M., Giger, W. et Koch, M. (1994). Behaviour of alkylphenol polyethoxylate surfactants in the aquatic environment-I: Occurrence and transformation in sewage treatment. *Water Research*, 28(5), 1131-1142.
- Ahel, M., Schaffner, C. et Giger, W. (1996). Behaviour of alkylphenol polyethoxylate surfactants in the aquatic environment-III: Occurrence and elimination of their persistent metabolites during infiltration of river water to groundwater. *Water Research*, 30(1), 37-46.
- Andersen, H. R., Wollenberger, L., Halling-Sorensen, B. et Kusk, K. O. (2001). Development of copepod nauplii to copepodites: A parameter for chronic toxicity including endocrine disruption. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20(12), 2821-2829.
- Andreassen, T. K. et Korsgaard, B. (2000). Characterisation of a cytosolic estrogen receptor and its up-regulation by 17 $\beta$ -estradiol and the xenoestrogen 4-tert-octylphenol in the liver of eelpout (*Zoarces viviparus*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part C*, 125(3), 299-313.
- Arditsoglou, A. et Voutsas, D. (2009). Partitioning of endocrine disrupting compounds in inland waters and wastewaters discharged into the coastal area of Thessaloniki, Northern Greece. *Environmental Science and Pollution Research*, 17(3), 529-538.
- Barse, A. V., Chakrabarti, T., Ghosh, T. K., Pal, A. K. et Jadhao, S. B. (2006). One-tenth dose of LC50 of 4-tert-butylphenol causes endocrine disruption and metabolic changes in *Cyprinus carpio*. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 86(3), 172-179.
- Basheer, C., Lee, H. K. et Tan, K. S. (2004). Endocrine disrupting alkylphenols and bisphenol-A in coastal waters and supermarket seafood from Singapore. *Marine Pollution Bulletin*, 48(11-12), 1161-1167.
- Bayley, M., Neilson, J. R. et Baatrup, E. (1999). Guppy sexual behaviour as an effect biomarker of estrogen mimics. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 43(1), 63-73.
- Becue, A. et Nguyen, R. (2005). *Étude de l'analyse des alkylphénols : rapport final*. (Numéro de rapport : DRC-04-59501-CHEN-RNg-05.0113). Repéré à [https://rsde.ineris.fr/doc/docs%20rsde/05\\_0113\\_NPDE1.pdf](https://rsde.ineris.fr/doc/docs%20rsde/05_0113_NPDE1.pdf)

- Bélanger, P. (2010). *Analyse écotoxicologique de l'effluent traité des eaux usées de la ville de Montréal* (Essai de maîtrise, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec). Repéré à [https://www.usherbrooke.ca/environnement/fileadmin/sites/environnement/documents/Essais2010/Belanger\\_P\\_\\_12-07-2010\\_.pdf](https://www.usherbrooke.ca/environnement/fileadmin/sites/environnement/documents/Essais2010/Belanger_P__12-07-2010_.pdf)
- Belfroid, A. C., Murk, A. J., de Voogt, P., Schäfer, A. J., Rijs, G. B. J. et Vethaak, A. D. (1999). *Hormoononregelaars in water: Oriënterende studie naar de aanwezigheid van oestrogen-actieve stoffen in water-systemen en afvalwater in Nederland*. Lelystad, Pays-Bas : RIZA/RIKZ.
- Bennett, E. R. et Metcalfe, C. D. (1998). Distribution of alkylphenol compounds in Great Lakes sediments, United States and Canada. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17(7), 1230-1235.
- Bennett, E. R. et Metcalfe, C. D. (2000). Distribution of degradation products of alkylphenol ethoxylates near sewage treatment plants in the lower Great Lakes, North America. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19(4), 784-792.
- Bennie, D. T. (1999). Review of the environmental occurrence of alkylphenols and alkylphenol ethoxylates. *Water Quality Research Journal of Canada*, 34(1), 79-122.
- Bennie, D. T., Sullivan, C. A., Lee, H.-B. et Maguire, R. J. (1998). Alkylphenol polyethoxylate metabolites in Canadian sewage treatment plant waste streams. *Water Quality Research Journal of Canada*, 33(2), 231-252.
- Bennie, D. T., Sullivan, C. A., Lee, H.-B., Pearl, T. E. et Maguire, R. J. (1997). Occurrence of alkylphenols and alkylphenol mono- and diethoxylates in natural waters of the Laurentian Great Lakes basin and the upper St. Lawrence River. *Science of The Total Environment*, 193(3), 263-275.
- Bergé, A. (2012). *Identification des sources d'alkylphénols et de phtalates en milieu urbain : comparaison des rejets à dominante urbaine (domestique) par rapport à des rejets purement industriels* (Thèse de doctorat, Université Paris-Est, Paris, France). Repéré à [https://www.leesu.fr/opur/IMG/pdf/These\\_Alexandre\\_Berge\\_-\\_phtalates\\_alkylphenols-VF2013.pdf](https://www.leesu.fr/opur/IMG/pdf/These_Alexandre_Berge_-_phtalates_alkylphenols-VF2013.pdf)
- Berkner, S., Streck, G. et Herrmann, R. (2004). Development and validation of a method for determination of trace levels of alkylphenols and bisphenol A in atmospheric samples. *Chemosphere*, 54(4), 575-584.
- Berryman, D., Houde, F., Deblois, C. et O'Shea, M. (2003). *Suivi des nonylphénols éthoxylés dans l'eau brute et l'eau traitée de onze stations de traitement d'eau potable au Québec*. Repéré à [http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eco\\_aqua/nonylphenol/Rapfinal\\_nonylphenols.pdf](http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/nonylphenol/Rapfinal_nonylphenols.pdf)
- Berryman, D., Sarrasin, B. et Deblois, C. (2012). *Diminution des concentrations de nonylphénols éthoxylés dans les cours d'eau du Québec méridional de 2000 à 2010*. Repéré à [http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eco\\_aqua/nonylphenol/cours-deau2000-2010.pdf](http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/nonylphenol/cours-deau2000-2010.pdf)
- Biomnis. (2012). *Estradiol*. Repéré à <http://biomnis.com/referentiel/liendoc/precis/ESTRADIOL.pdf>
- Blackburn, M. A. et Waldock, M. J. (1995). Concentrations of alkylphenols in rivers and estuaries in England and Wales. *Water Research*, 29(7), 1623-1629.

- Böhmer, W. et Wenzel, A. (1999). *Organische zinnverbindungen, alkylphenole und bisphenol-A in marinen und limnischen biota der umweltsprobenban: Methodische entwicklungen sowie aktuelles und retrospectives monitoring*. Repéré à <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/1940.pdf>
- Bontje, D., Hermens, J., Vermeire, T. et Damstra, T. (2004). *Integrated risk assessment: Nonylphenol case study*. Repéré à <http://www.who.int/ipcs/methods/Nonylphenol.pdf>
- Brian, J. V., Harris, C. A., Scholze, M., Backhaus, T., Booy, P., Lamoree, M.,...Bonfa, A. (2005). Accurate prediction of the response of freshwater fish to a mixture of estrogenic chemicals. *Environmental Health Perspectives*, 113(6), 721-728.
- Brix, R., Postigo, C., Gonzalez, S., Villagrasa, M., Navarro, A., Kuster, M.,...Barceló, D. (2010). Analysis and occurrence of alkylphenolic compounds and estrogens in a European river basin and an evaluation of their importance as priority pollutants. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 396(3), 1301-1309.
- Campbell, P. M. (2002). Alternatives to nonylphenol ethoxylates: Review of toxicity, biodegradation, & technical-economic aspects. Repéré à <https://www.yumpu.com/en/document/view/4638617/alternatives-to-nonylphenol-ethoxylates-canadian-centre-for->
- Campbell, P. M., Mc Carty, L. S. et Holm, W. (2000). *Technical and socio-economic background study for nonylphenol and its ethoxylates*. (Rapport final). Vancouver, Colombie-Britannique : ToxEcology Environmental Consulting Ltd.
- Campbell, N. A. et Reece, J. B. (2007). *Biologie* (3<sup>e</sup> éd.). Montréal, Québec : Éditions du Renouveau Pédagogique Inc.
- Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). (2002). Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Nonylphenol and its ethoxylates. Repéré à <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/198/>
- Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). (2009). *Emerging substances of concern in biosolids: Concentrations and effects of treatment processes*. Repéré à [https://www.ccme.ca/files/Resources/waste/biosolids/pn\\_1440\\_contam\\_invt\\_rvw.pdf](https://www.ccme.ca/files/Resources/waste/biosolids/pn_1440_contam_invt_rvw.pdf)
- Certa, H., Fedtke, N., Wiegand, H.-J., Muller, A. M. F. et Bolt, H. M. (1996). Toxicokinetics of p-tert-octylphenol in male Wistar rats. *Archives of Toxicology*, 71(1-2), 112-122.
- Céspedes, R., Lacorte, S., Ginebreda, A. et Barceló, D. (2008). Occurrence and fate of alkylphenols and alkylphenol ethoxylates in sewage treatment plants and impact on receiving waters along the Ter River (Catalonia, NE Spain). *Environmental Pollution*, 153(2), 384-392.
- Chen, R., Yin, P., Zhao, L., Yu, Q., Hong, A. et Duan, S. (2014). Spatial-temporal distribution and potential ecological risk assessment of nonylphenol and octylphenol in riverine outlets of Pearl River Delta, China. *Journal of environmental sciences*, 26(11), 2340-2347.

- Cladière, M. (2012). *Sources, transfert et devenir des alkylphénols et du bisphénol A dans le bassin amont de la Seine : cas de la région Île-de-France* (Thèse de doctorat, Université Paris-Est, Paris, France). Repéré à [https://tel.archives-ouvertes.fr/file/index/docid/816845/filename/Manuscrit\\_these\\_Mathieu\\_Cladiere\\_VF.pdf](https://tel.archives-ouvertes.fr/file/index/docid/816845/filename/Manuscrit_these_Mathieu_Cladiere_VF.pdf)
- Commission des normes, de l'équité, de la santé et de la sécurité du travail (CNESST). (2016). Notions de toxicologie. Repéré à <http://www.csst.qc.ca/prevention/reptox/toxicologie/notions-toxicologie/Pages/07-facteurs-influencer-effets-toxiques.aspx>
- Cripe, G. M., Ingley-Guezou, A., Goodman, L. R. et Forester, J. (1989). Effect of food availability on the acute toxicity of four chemicals to *Mysidopsis bahia* (Mysidacea) in static exposures. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 8(4), 333-338.
- Cruz-Li, E. I. (2004). *Effects of ammonium perchlorate, 4(tert-octyl)phenol and their mixture on zebrafish (Danio rerio)* (Thèse de doctorat, Texas Tech University, Lubbock, TX). Repéré à <https://ttu-ir.tdl.org/ttu-ir/handle/2346/16505>
- Dachs, J., Van Ry, D. A. et Eisenreich, S. J. (1999). Occurrence of estrogenic nonylphenols in the urban and coastal atmosphere of the lower Hudson River Estuary. *Environmental Science and Technology*, 33(15), 2676-2679.
- Danish Environmental Protection Agency (DEPA). (2013). *Survey of alkylphenols and alkylphenol ethoxylates*. Repéré à <https://www.pharosproject.net/uploads/files/sources/1828/1397737050.pdf>
- De Araujo, F. G., Bauerfeldt, G. F. et Cid, Y. P. (2017). Nonylphenol: Properties, legislation, toxicity and determination. Repéré à [http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0001-37652017005017103&script=sci\\_arttext](http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0001-37652017005017103&script=sci_arttext)
- Department for Environment Food and Rural Affairs (DEFRA). (2008). *4-tert-octylphenol risk reduction strategy and analysis of advantages and drawbacks*. Repéré à [https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment\\_data/file/183107/op-rrs-aad-report.pdf](https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/183107/op-rrs-aad-report.pdf)
- Environment Agency. (2005a). *Environmental risk evaluation report: 4-tert-octylphenol*. Repéré à [https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment\\_data/file/290844/scho0405biyz-e-e.pdf](https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/290844/scho0405biyz-e-e.pdf)
- Environment Agency. (2005b). *Prioritisation of alkylphenols for environmental risk assessment*. Repéré à [https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment\\_data/file/290754/scho0205binf-e-e.pdf](https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/290754/scho0205binf-e-e.pdf)
- Environnement Canada. (2002). *Canadian environmental quality guidelines for nonylphenol and its ethoxylates (Water, Sediment, and Soil)*. Ottawa, Ontario : auteur.
- Environnement Canada. (2004a). Avis obligeant l'élaboration et l'exécution de plans de prévention de la pollution à l'égard du nonylphénol et de ses dérivés éthoxylés contenus dans des produits. Repéré à <http://ec.gc.ca/planp2-p2plan/default.asp?lang=Fr&n=B2D19B6D-1>
- Environnement Canada. (2004b). *Stratégie de gestion du risque concernant le nonylphénol et ses dérivés éthoxylés en vertu de la LCPE (1999)*. Repéré à [http://publications.gc.ca/collections/collection\\_2014/ec/En14-139-2004-fra.pdf](http://publications.gc.ca/collections/collection_2014/ec/En14-139-2004-fra.pdf)

- Environnement Canada. (2006). *Planification de la prévention de la pollution pour le nonylphénol et ses dérivés éthoxylés dans les produits*. (Rapport final d'évaluation). Repéré à [http://www.ec.gc.ca/planp2-p2plan/54EE64B2-A75B-43E6-9673-0E47B89DBABD/NPE\\_Rapport\\_final\\_devaluation.pdf](http://www.ec.gc.ca/planp2-p2plan/54EE64B2-A75B-43E6-9673-0E47B89DBABD/NPE_Rapport_final_devaluation.pdf)
- Environnement Canada. (2012). *Rapport sur le rendement : planification de la prévention de la pollution pour le nonylphénol et ses dérivés éthoxylés dans les produits*. Repéré à <https://www.ec.gc.ca/planp2-p2plan/A530D8D6-6875-4355-AD31-5F0306A98E86/NPE%20Progress%20Report%20%282012%29--FR.pdf>
- Environnement Canada. (2018). Avis concernant les substances de l'Inventaire national des rejets de polluants pour les années 2018 et 2019. Repéré à <http://gazette.gc.ca/rp-pr/p1/2018/2018-01-20/pdf/g1-15203.pdf#page=4>
- Environnement Canada et Santé Canada. (2001). *Liste des substances d'intérêt prioritaire rapport d'évaluation : le nonylphénol et ses dérivés éthoxylés*. Repéré à [https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/migration/hc-sc/ewh-semt/alt\\_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/psl2-lsp2/nonylphenol/nonylphenol-fra.pdf](https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/migration/hc-sc/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/psl2-lsp2/nonylphenol/nonylphenol-fra.pdf)
- Environnement et Changement climatique Canada. (2009). Un cocktail de médicaments dans le Saint-Laurent loin de soulager les organismes aquatiques. Repéré à <http://www.ec.gc.ca/default.asp?lang=Fr&n=27B606BD-1>
- Environnement et Changement climatique Canada. (2017). Recherche des données INRP. Repéré à <http://ec.gc.ca/inrp-npri/donnees-data/index.cfm?do=query&lang=fr>
- Espejo, R., Valter, K., Simona, M., Janin, Y. et Arrizabalaga, P. (2002). Determination of nineteen 4-alkylphenol endocrine disrupters in Geneva municipal sewage wastewater. *Journal of Chromatography A*, 976(1-2), 335-343.
- European Chemicals Agency (ECHA). (2011). Guide pour la préparation d'une demande d'autorisation. Repéré à [https://echa.europa.eu/documents/10162/23036412/authorisation\\_application\\_fr.pdf/8972c368-be33-4ac2-9de0-fc09d2dfe186](https://echa.europa.eu/documents/10162/23036412/authorisation_application_fr.pdf/8972c368-be33-4ac2-9de0-fc09d2dfe186)
- European Chemicals Agency (ECHA). (2014). Background document for 4-(1,1,3,3-tetramethylbutyl)phenol, ethoxylated (4-tert-octylphenol ethoxylates) (4-tert-OPnEO). Repéré à <https://echa.europa.eu/documents/10162/acedb3ea-0cf5-40d0-8f97-6881d73bfee1>
- European Chemicals Agency (ECHA). (2016). Annex XV report: Proposal for identification of a substance of very high concern on the basis of the criteria set out in reach article 57. Repéré à <https://echa.europa.eu/documents/10162/73b36982-ac19-46f9-a343-30b4409835b7>
- European Chemicals Agency (ECHA). (s. d.) Liste des substances extrêmement préoccupantes candidates en vue d'une autorisation. Repéré à <https://echa.europa.eu/fr/candidate-list-table>
- European Union (EU). (2008). Risk assessment report: P-tert-butylphenol. Repéré à <https://echa.europa.eu/documents/10162/605c05d5-0ef9-46cf-b5a2-bb8a51ac26e5>
- Feenstra, L. (2009). *An inventory and assessment of options for reducing emissions: Nonylphenols*. Repéré à <http://www.socopse.se/download/18.3cd20f1b1243376c1168000577/1350483854313/SR+Nonylphenols.pdf>

- Fenet, H., Gomez, E., Pillon, A., Rosain, D., Nicolas, J.-C., Casellas, C. et Balaguer, P. (2003). Estrogenic activity in water and sediments of a French river: Contribution of alkylphenols. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 44(1), 1-6.
- Ferguson, P. L., Iden, C. R. et Brownawell, B. J. (2001). Distribution and fate of neutral alkylphenol ethoxylate metabolites in a sewage-impacted urban estuary. *Environmental Science and Technology*, 35(12), 2428-2435.
- Ferrara, F., Fabietti, F., Delise, M., Bocca, A. P. et Funari, E. (2001). Alkylphenolic compounds in edible molluscs of the Adriatic Sea (Italy). *Environmental Science and Technology*, 35(15), 3109-3112.
- Ferrara, F., Fabietti, F., Delise, M. et Funari, E. (2005). Alkylphenols and alkylphenol ethoxylates contamination of crustaceans and fishes from the Adriatic Sea (Italy). *Chemosphere*, 59(8), 1145-1150.
- Ferreira-Leach, A. M. R. et Hill, E. M. (2001). Bioconcentration and distribution of 4-tert-octylphenol residues in tissues of the rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Marine Environmental Research*, 51(1), 75-89.
- Franke, C., Studinger, G., Berger, G., Böhlting, S., Bruckmann, U., Cohors-Fresenborg, D. et Jöhncke, U. (1994). The assessment of bioaccumulation. *Chemosphere*, 29(7), 1501-1514.
- Freitag, D., Geyer, H., Kraus, A., Viswanathan, R., Kotzias, D., Attar, A.,...Korte, F. (1982). Ecotoxicological profile analysis: VII. Screening chemicals for their environmental behavior by comparative evaluation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 6(1), 60-81.
- Freitag, D., Lay, J. P. et Korte, F. (1984). Environmental hazard profile: Test results as related to structures and translation into the environment. *Environmental Toxicology*, 111-136.
- Gauthier, K. (2010). *Évaluation de l'efficacité des mesures du gouvernement fédéral visant à réduire le nonylphénol et ses dérivés éthoxylés* (Essai de maîtrise, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec). Repéré à [http://savoirs.usherbrooke.ca/bitstream/handle/11143/7208/cufe\\_Gauthier\\_essai128.pdf;sequence=1](http://savoirs.usherbrooke.ca/bitstream/handle/11143/7208/cufe_Gauthier_essai128.pdf;sequence=1)
- Gauthier, K., Berryman, D., Dubreuil, G., Sarrasin, B., Deblois, C. et Van Coillie, R. (2013). *Le nonylphénol et ses dérivés éthoxylés : une réussite dans leur élimination du milieu récepteur*. Repéré à [http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eco\\_aqua/nonylphenol/article-nonylphenol-derive-ethoxyles201301.pdf](http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/nonylphenol/article-nonylphenol-derive-ethoxyles201301.pdf)
- Geiger, D. L., Northcott, C. E., Call, D. J. et Brooke, L. T. (1985). *Acute toxicities of organic chemicals to fathead minnows (Pimephales promelas)*. Duluth, MN : Center for Lake Superior Environmental Studies.
- Gilbert, S., Gasperi, J., Rocher, V., Lorgeoux, C. et Chebbo, G. (2012). Removal of alkylphenols and polybromodiphenylethers by a biofiltration treatment plant during dry and wet-weather periods. *Water Science and Technology*, 65(9), 1591-1598.
- Gilbert-Pawlik, S. (2011). *Devenir des polybromodiphenylethers et des alkylphénols dans les filières de traitement des eaux usées : cas des fonctionnements optimisés par temps sec et dégradés par temps de pluie* (Thèse de doctorat, Université Paris-Est, Paris, France). Repéré à <https://pastel.archives-ouvertes.fr/pastel-00704869/document>



- Gouvernement du Canada. (2013). Substances de la voie 1 : quasi-élimination de l'environnement. Repéré à <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/gestion-substances-toxiques/politique/voie-1-quasi-elimination.html>
- Gouvernement du Canada. (2017). Utilisation et interprétation des données de l'Inventaire national des rejets de polluants. Repéré à <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/inventaire-national-rejets-polluants/utilisation-interpretation-donnees.html>
- Gray, M. A. et Metcalfe, C. D. (1999). Toxicity of 4-tert-octylphenol to early life stages of Japanese medaka (*Oryzias latipes*). *Aquatic Toxicology*, 46(2), 149-154.
- Gray, M. A., Niimi, A. J. et Metcalfe, C. D. (1999). Factors affecting the development of testisova in medaka (*Oryzias latipes*) exposed to octylphenol. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18(8), 1835-1842.
- Gray, M. A., Teather, K. L. et Metcalfe, C. D. (1999). Reproductive success and behaviour of Japanese medaka (*Oryzias latipes*) exposed to 4-tert-octylphenol. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18(11), 2586-2594.
- Gronen, S., Denslow, N., Manning, S., Barnes, S., Barnes, D. et Brouwer, M. (1999). Serum vitellogenin levels and reproductive impairment of male Japanese Medaka (*Oryzias latipes*) exposed to 4-tert-octylphenol. *Environmental Health Perspectives*, 107(5), 385-390.
- Hajslova, J. (2002). *Determination of alkylphenols and musk compounds in waste water, sediments and fish from Sweden*. Prague, République Tchèque : Institute of chemical technology.
- Hale, R. C., Smith, C. L., de Fur, P. O., Harvey, E., Bush, E. O., La Guardia, M. et Vadas, G. G. (2000). Nonylphenols in sediments and effluents associated with diverse wastewater outfalls. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19(4), 946-952.
- Hamelin, G. (2009). *Caractérisation de la toxicocinétique de l'octylphénol chez le rat en vue d'une meilleure analyse de risque toxicologique des perturbateurs endocriniens* (Thèse de doctorat, Université de Montréal, Montréal, Québec). Repéré à [https://papyrus.bib.umontreal.ca/xmlui/bitstream/handle/1866/2860/Hamelin\\_Genevieve\\_2009\\_these.pdf?sequence=4&isAllowed=y](https://papyrus.bib.umontreal.ca/xmlui/bitstream/handle/1866/2860/Hamelin_Genevieve_2009_these.pdf?sequence=4&isAllowed=y)
- Hansen, A. B. et Lassen, P. (2008). Screening of phenolic substances in the Nordic environments. Repéré à [http://www.academia.edu/12995192/Screening\\_of\\_phenolic\\_substances\\_in\\_the\\_Nordic\\_environments](http://www.academia.edu/12995192/Screening_of_phenolic_substances_in_the_Nordic_environments)
- Heemken, O. P., Reincke, H., Stachel, B. et Theobald, N. (2001). The occurrence of xenoestrogens in the Elbe River and the North Sea. *Chemosphere*, 45(3), 245-259.
- Helsinki Commission (HELCOM). (2002). *Guidance document on nonylphenol/nonylphenol ethoxylates (Np/NPEs)*. Helsinki, Finlande : Baltic Marine Environment Protection Commission.
- Hohenblum, P., Gans, O., Moche, W., Scharf, S. et Lorbeer, G. (2004). Monitoring of selected estrogenic hormones and industrial chemicals in groundwaters and surface waters in Austria. *Science of the Total Environment*, 333(1-3), 185-193.

- Holcombe, G. W., Phipps, G. L., Knuth, M. L. et Felhaber, T. (1984). The acute toxicity of selected substituted phenols, benzenes and benzoic acid esters to fathead minnows *Pimephales promelas*. *Environmental Pollution*, 35(4), 367-381.
- Hutchins, S. R., Tomson, M. B., Wilson, J. T. et Ward, C. H. (1984a). Anaerobic inhibition of trace organic compound removal during rapid infiltration of wastewater. *Applied and Environmental Microbiology*, 48(5), 1046-1048.
- Hutchins, S. R., Tomson, M. B., Wilson, J. T. et Ward, C. H. (1984b). Microbial removal of wastewater organic compounds as a function of input concentration in soil columns. *Applied and Environmental Microbiology*, 48(5), 1039-1045.
- Ikehata, K., Buchanan, I. D. et Smith, D. W. (2004). Recent developments in the production of extracellular fungal peroxidases and laccases for waste treatment. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 3(1), 1-19.
- Infosphère UQAM. (s. d). Analyser l'information. Repéré à <http://www.infosphere.uqam.ca/analyser-linformation>
- Institut national de l'environnement industriel et des risques (INERIS). (2006). *Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : octylphenol*. Repéré à <http://www.intersage-baiedumont.fr/wp-content/uploads/2013/07/Para-tert-octylphenol.pdf>.
- Institut national de l'environnement industriel et des risques (INERIS). (2011). *Identification d'actions de réduction des usages pour le formaldéhyde : focus sur les usages dans les produits de construction, l'ameublement et la décoration*. (Numéro de rapport : DRC-12-126426-05206A). Paris, France : auteur.
- Institut national de l'environnement industriel et des risques (INERIS). (2012). *Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : nonylphénols*. (Numéro de rapport : DRC-11-118962-11079A). Paris, France : auteur.
- Institut national de l'environnement industriel et des risques (INERIS). (2014). *Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : 4-tert-butylphénol*. (Numéro de rapport : DRC-14-136881-02239A). Paris, France : auteur.
- Institut national de l'environnement industriel et des risques (INERIS). (2017). *Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : octylphénols et éthoxylates*. (Numéro de rapport : DRC-16-158744-11472A). Paris, France : auteur.
- International Programme on Chemical Safety (IPCS). (2002). *Global assessment of the state-of-the-science of endocrine disruptors*. Genève, Suisse : World Health Organization.
- Isobe, T., Nishiyama, H., Nakashima, A. et Takada, H. (2001). Distribution and behaviour of nonylphenol, octylphenol, and nonylphenol monoethoxylate in Tokyo metropolitan area: Their association with aquatic particles and sedimentary distributions. *Environmental Science and Technology*, 35(6), 1041-1049.
- Isobe, T. et Takada, H. (2004). Determination of degradation products of alkylphenol polyethoxylates in municipal wastewaters and rivers in Tokyo, Japan. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23(3), 599-605.

- Janusinfo. (2017). Environment and pharmaceuticals. Repéré à <http://www.janusinfo.se/Beslutsstod/Environment-and-Pharmaceuticals/Dokument/Classification/>
- Japanese Ministry of Environment (JME). (2001). *Report on the test results of endocrine disrupting effects of nonylphenol on fish*. Repéré à <http://www.oecd.org/chemicalsafety/testing/2460911.pdf>
- Jardak, K., Drogui, P. et Daghrir, R. (2016). Surfactants in aquatic and terrestrial environment: Occurrence, behavior, and treatment processes. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(4), 3195-3216.
- Jin, X., Jiang, G., Huang, G., Liu, J. et Zhou, Q. (2004). Determination of 4-tert-octylphenol, 4-nonylphenol and bisphenol A in surface waters from the Haihe River in Tianjin by gas chromatography-mass spectrometry with selected ion monitoring. *Chemosphere*, 56(11), 1113-1119.
- Jobling, S., Sheahan, D., Osborne, J. A., Matthiessen, P. et Sumpter, J. P. (1996). Inhibition of testicular growth in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to estrogenic alkylphenolic chemicals. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15(2), 194-202.
- Jobling, S. et Sumpter, J. P. (1993). Detergent components in sewage effluent are weakly oestrogenic to fish: An in vitro study using rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) hepatocytes. *Aquatic Toxicology*, 27(3-4), 361-372.
- Johnson, A. C., White, C., Besien, T. J. et Jürgens, M. D. (1998). The sorption potentiel of octylphenol, a xenobiotic oestrogen, to suspended and bed-sediments collected from industrial and rural reaches of three English Rivers. *Science of the Total Environment*, 210-211, 271-282.
- Johnson, A. C., White, C. Bhardwaj, L. et Jürgens, M. D. (2000). Potential for octylphenol to biodegrade in some English rivers. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19(10), 2486-2492.
- Jonkers, N., Kohler, H.-P. E., Dammshäuser, A. et Giger, W. (2009). Mass flows of endocrine disruptors in the Glatt River during varying weather conditions. *Environmental Pollution*, 157(3), 714-723.
- Jonsson, B. (2006). *Risk assessment on butylphenol, octylphenol and nonylphénol and estimated human exposure of alkylphenols from Swedish fish* (Projet de graduation, Université Uppsala, Uppsala, Suède). Repéré à [http://uadm.uu.se/digitalAssets/105/a\\_105884-f\\_jonsson-beatrice-report.pdf](http://uadm.uu.se/digitalAssets/105/a_105884-f_jonsson-beatrice-report.pdf)
- Journal Officiel de la République Française (JORF). (2014). Arrêté du 11 décembre 2014 modifiant l'arrêté du 31 janvier 2008 relatif au registre et à la déclaration annuelle des émissions polluantes et des déchets. Repéré à <https://www.legifrance.gouv.fr/eli/arrete/2014/12/11/DEVP1426251A/jo/texte>
- Journaux Officiels de l'Union Européenne (JOUE). (2008). *Directive n° 2008/105/CE du 16/12/08 établissant des normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau, modifiant et abrogeant les directives du Conseil 82/176/CEE, 83/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE, 86/280/CEE et modifiant la directive 2000/60/CE*. Repéré à [https://aida.ineris.fr/consultation\\_document/821/version\\_pdf](https://aida.ineris.fr/consultation_document/821/version_pdf)

- Journaux Officiels de l'Union Européenne (JOUE). (2013). *Directive n° 2013/39/UE du 12/08/13 modifiant les directives 2000/60/CE et 2008/105/CE en ce qui concerne les substances prioritaires pour la politique dans le domaine de l'eau*. Repéré à [https://aida.ineris.fr/consultation\\_document/26932/version\\_pdf](https://aida.ineris.fr/consultation_document/26932/version_pdf)
- Karels, A. A., Manning, S., Brouwer, T. H. et Brouwer, M. (2003). Reproductive effects of estrogenic and antiestrogenic chemicals on sheepshead minnows (*Cyprinodon variegatus*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22(4), 855-865.
- Kelly, S. A. et Di Giulio, R. T. (2000). Developmental toxicity of estrogenic alkylphenols in killifish (*Fundulus heteroclitus*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19(10), 2564-2570.
- Koh, C.-H., Khim, J. S., Villeneuve, D. L., Kannan, K. et Giesy, J. P. (2006). Characterization of trace organic contaminants in marine sediment from Yeongil Bay, Korea: 1. Instrumental analyses. *Environmental Pollution*, 142(1), 39-47.
- Körner, W., Bolz, U., Süssmuth, W., Hiller, G., Schuller, W., Hanf, V. et Hagenmaier, H. (2000). Input/output balance of estrogenic active compounds in a major municipal sewage plant in Germany. *Chemosphere*, 40(9-11), 1131-1142.
- Koster, H., Halsema, I., Scholtens, E., Knippers, M. et Mulder, G. J. (1981). Dose-dependent shifts in the sulfation and glucuronidation of phenolic compounds in the rat in vivo and in isolated hepatocytes: The role of saturation of phenolsulfotransferase. *Biochemical Pharmacology*, 30(18), 2569-2575.
- Kovarova, J., Blahova, J., Divisova, L. et Svobodova, Z. (2013). Alkylphenol ethoxylates and alkylphenols: Update information on occurrence, fate and toxicity in aquatic environment. *Polish Journal of Veterinary Sciences*, 16(4), 763-772.
- Kuch, H. M. et Ballschmiter, K. (2001). Determination of endocrine-disrupting phenolic compounds and estrogens in surface and drinking water by HRGC-(NCI)-MS in the picogram per liter range. *Environmental Science and Technology*, 35(15), 3201-3206.
- Kühn, R., Pattard, M., Pernak, K. D. et Winter, A. (1989). Results of the harmful effects of selected water pollutants (anilines, phenols, aliphatic compounds) to *Daphnia magna*. *Water Research*, 23(4), 495-499.
- Kuiper, G. G., Carlsson, B., Grandien, K., Enmark, E., Haggblad, J., Nilsson, S. et Gustafsson, J. A. (1997). Comparison of the ligand binding specificity and transcript tissue distribution of estrogen receptors alpha and beta. *Endocrinology*, 138(3), 863-870.
- Krueger, H. O., Kendall, T. Z., Martin, K. H. et Nison, W. B. (2008). *Final report paratertiary butyl phenol (ptbp): A partial life cycle test with the fathead minnow (Pimephales promelas)*. Easton, MD : Wildlife International Ltd.
- Kwack, S. J., Kwon, O., Kim, H. S., Kim, S. S., Kim, S. H., Sohn, K. H.,...Park, K. L. (2002). Comparative evaluation of alkylphenolic compounds on estrogenic activity *in vitro* and *in vivo*. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 65(5-6), 419-431.

- La Guardia, M. J., Hale, R. C., Harvey, E. et Mainor, T. M. (2001). Alkylphenol ethoxylate degradation products in land-applied sewage sludge (biosolids). *Environmental Science and Technology*, 35, 4789-4804.
- Lacorte, S., Raldua, D., Martinez, E., Navarro, A., Diez, S., Bayona, J. M. et Barceló, D. (2006). Pilot survey of a broad range of priority pollutants in sediment and fish from the Ebro river basin (NE Spain). *Environmental Pollution*, 140(3), 471-482.
- Larousse. (s. d.). Vulcanisation. Repéré à <https://www.larousse.fr/dictionnaires/francais/vulcanisation/82643>
- Latorre, A., Lacorte, S. et Barceló, D. (2003). Presence of nonylphenol, octylphenol and bisphenol A in two aquifers close to agricultural, industrial and urban areas. *Chromatographia*, 57(1), 111-116.
- Lee, J., Lee, B. C., Sa, J. S., Cho, J., Kim, I. S., Chang, N. I.,... Kim, S. D. (2008). Comparison of the removal efficiency of endocrine disrupting compounds in pilot scale sewage treatment processes. *Chemosphere*, 71(8), 1582-1592.
- Lee, H.-B. et Peart, T. E. (1995). Determination of 4-nonylphenol in effluent and sludge from sewage treatment plants. *Analytical Chemistry*, 67(13), 1976-1980.
- Lee, H.-B. et Peart, T. E. (2002). Organic contaminants in Canadian municipal sewage sludge: Part I. Toxic or endocrine-disrupting phenolic compounds. *Water Quality Research Journal of Canada*, 37(4), 681-696.
- Lee, H.-B., Peart, T. E., Chan, J. et Gris, G. (2004). Occurrence of endocrine-disrupting chemicals in sewage and sludge samples in Toronto, Canada. *Water Quality Research Journal of Canada*, 39(1), 57-63.
- Lee, H.-B., Peart, T. E. et Svoboda, M. L. (2005). Determination of endocrine-disrupting phenols, acidic pharmaceuticals, and personal-care products in sewage by solid-phase extraction and gas chromatography-mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1094(1-2), 122-129.
- Lee, K. W., Raisuddin, S., Hwang, D. S., Park, H. G. et Lee, J. S. (2007). Acute toxicities of trace metals and common xenobiotics to the marine copepod *Tigriopus japonicus*: Evaluation of its use as a benchmark species for routine ecotoxicity tests in western pacific coastal regions. *Environmental Toxicology*, 22(5), 532-538.
- Legal Information Institute (LII). (s. d.). 15 U.S. Code Chapter 53 - Toxic substances control: Subchapter I - Control of toxic substances. Repéré à <https://www.law.cornell.edu/uscode/text/15/chapter-53/subchapter-I>
- Lewis, S. K. et Lech, J. J. (1996). Uptake, disposition, and persistence of nonylphenol from water in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Xenobiotica*, 26(8), 813-819.
- Li, D., Kim, M., Shim, W. J., Yim, U. H., Oh, J.-R. et Kwon, Y.-J. (2004). Seasonal flux of nonylphenol in Han River, Korea. *Chemosphere*, 56(1), 1-6.
- Li, Z., Zhang, H., Gibson, M. et Liu, P. (2012). An evaluation of the combined effects of phenolic endocrine disruptors on vitellogenin induction in goldfish *Carassius auratus*. *Ecotoxicology*, 21(7), 1919-1927.

- Liu, J., Wang, R., Huang, B., Lin, C., Wang, Y. et Pan, X. (2011). Distribution and bioaccumulation of steroidal and phenolic endocrine disrupting chemicals in wild fish species from Dianchi Lake, China. *Environmental Pollution*, 159(10), 2815-2822.
- Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, L.C. 1999, annexe 1.
- Loi sur la qualité de l'environnement*, L.R.Q., c. Q-2.
- Loi sur les aliments et drogues*, L.R.C. 1985, c. F-27.
- Loi sur les pêches*, L.R.C. 1985, c. F-14.
- Loos, R., Hanke, G., Umlauf, G. et Eisenreich, S. J. (2007). LC-MS-MS analysis and occurrence of octyl- and nonylphenol, their ethoxylates and their carboxylates in Belgian and Italian textile industry, waste water treatment plant effluents and surface waters. *Chemosphere*, 66(4), 690-699.
- Loos, R., Locoro, G., Comero, S., Contini, S., Schwesig, D., Werres, F.,...Gawlik, B. M. (2010). Pan-European survey on the occurrence of selected polar organic persistent pollutants in ground water. *Water Research*, 44(14), 4115-4126.
- Lorenc, J. F., Lambeth, G. et Scheffer, W. (2003). Alkylphenols. Repéré à <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/0471238961.0112112512151805.a01.pub2>
- Loyo-Rosales, J. E., Rice, C. P. et Torrents, A. (2007). Fate of octyl- and nonylphenol ethoxylates and some carboxylated derivatives in three American wastewater treatment plants. *Environmental Science and Technology*, 41(19), 6815-6821.
- Loyo-Rosales, J. E., Rice, C. P. et Torrents, A. (2010). Fate and distribution of the octyl- and nonylphenol ethoxylates and some carboxylated transformation products in the Back River, Maryland. *Journal of Environmental Monitoring*, 12(3), 614-621.
- Lu, Z. et Gan, J. (2014). Analysis, toxicity, occurrence and biodegradation of nonylphenol isomers: A review. *Environment International*, 73, 334-345.
- Lye, C. M., Frid, C. L. J., Gill, M. E., Cooper, D. W. et Jones, D. M. (1999). Estrogenic alkylphenols in fish tissues, sediments and waters from the UK Tyne and Tees Estuaries. *Environmental Science and Technology*, 33(7), 1009-1014.
- Madsen, L. L., Korsgaard, B. et Bjerregaard, P. (2003). Estrogenic effects in flounder *Platichthys flesus* orally exposed to 4-tert-octylphenol. *Aquatic Toxicology*, 64(4), 393-405.
- Maguire, R. J. (1999). Review of the persistence of nonylphenol and nonylphenol ethoxylates in aquatic environments. *Water Quality Research Journal of Canada*, 34(1), 37-78.
- Marcial, H. S., Hagiwara, A. et Snell, S. W. (2003). Estrogenic compounds affect development of harpacticoid copepod *Tigriopus japonicus*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22(12), 3025-3030.

- Marscheider-Weidemann, F., Andersson, H., Dudutyte, Z., Krupanek, J., Leisk, Ü., Mathan, C.,... Westerdahl, J. (2011). *COHIBA guidance document no. 7: Measures for emission reduction of octylphenol (OP) and octylphenol ethoxylates (OPE) in the Baltic Sea area*. Repéré à [https://www.isi.fraunhofer.de/content/dam/isi/dokumente/ccn/2012/OP-OPE\\_1.pdf](https://www.isi.fraunhofer.de/content/dam/isi/dokumente/ccn/2012/OP-OPE_1.pdf)
- Matthijs, E., Debaere, G., Itrich, N., Masscheleyn, P., Rottiers, A., Stalmans, M. et Federle, T. (1995). The fate of detergent surfactants in sewer systems. *Water Science and Technology*, 31(7), 321-328.
- Mayer, T., Bennie, D., Rosa, F., Rekas, G., Palabrica, V. et Schachtschneider, J. (2007). Occurrence of alkylphenolic substances in a Great Lakes coastal marsh, Cootes Paradise, ON, Canada. *Environmental Pollution*, 147(3), 683-690.
- McLeese, D. W., Zitko, V. et Peterson, M. R. (1979). Structure-lethality relationships for phenols, anilines and other aromatic compounds in shrimp and clams. *Chemosphere*, 8(2), 53-57.
- McLeese, D. W., Zitko, V., Sergeant, D. B., Burrige, L. et Metcalfe, C. D. (1981). Lethality and accumulation of alkylphenols in aquatic fauna. *Chemosphere*, 10(7), 723-730.
- Melcer, H., Monteith, H., Staples, C. et Klecka, G. (2006). The removal of alkylphenol ethoxylate surfactants in activated sludge systems. Repéré à [https://www.researchgate.net/publication/233522859\\_The\\_Removal\\_of\\_Alkylphenol\\_Ethoxylate\\_Surfactants\\_in\\_Activated\\_Sludge\\_Systems/overview](https://www.researchgate.net/publication/233522859_The_Removal_of_Alkylphenol_Ethoxylate_Surfactants_in_Activated_Sludge_Systems/overview)
- Metcalfe, C. D., Hoover, L. et Sang, S. (1996). *Nonylphenol ethoxylates and their use in Canada*. Toronto, Ontario : Fonds mondial pour la nature Canada.
- Meylan, W. M. et Howard, P. H. (1995). Atom/fragment contribution method for estimating octanol-water partition coefficients. *Journal of Pharmaceutical Sciences*, 84(1), 83-92.
- Ministère de l'Environnement du Québec. (1990). *Méthodologie de calcul des critères de qualité de l'eau pour les substances toxiques*. Repéré à [www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres\\_eau/1992\\_Metho\\_calcul\\_criteres.pdf](http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/1992_Metho_calcul_criteres.pdf)
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP). (2013). *Détermination exhaustive des substances utilisées, ou susceptibles de l'être, pour le forage et la fracturation au Québec, et des sous-produits de dégradation et de réaction : évaluation de leurs propriétés toxicologiques et de leur potentiel de biodégradation, de bioaccumulation, de persistance et de toxicité globale*. Repéré à [http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/gaz\\_de\\_schiste-enjeux/documents/PR3.6.7.pdf](http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/gaz_de_schiste-enjeux/documents/PR3.6.7.pdf)
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2000a). Critères de qualité de l'eau de surface : nonylphénol, 4-ramifié. Repéré à [http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/criteres\\_eau/details.asp?code=S0690](http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/details.asp?code=S0690)
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2000b). Critères de qualité de l'eau de surface : octylphénol. Repéré à [http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/criteres\\_eau/details.asp?code=S0595](http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/details.asp?code=S0595)

- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2008). Critères de qualité de l'eau de surface : butylphénol, 3-tert-. Repéré à [http://www.mdDELCC.gouv.qc.ca/eau/criteres\\_eau/details.asp?code=S0803](http://www.mdDELCC.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/details.asp?code=S0803)
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2017). *Guide de caractérisation initiales des effluents des stations d'épuration municipales*. Repéré à [http://www.mdDELCC.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/Guide\\_caracterisation.pdf](http://www.mdDELCC.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/Guide_caracterisation.pdf)
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2018). Critères de qualité de l'eau de surface au Québec : fondements des critères de qualité pour chaque usage de l'eau. Repéré à [http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres\\_eau/fondements.htm](http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/fondements.htm)
- Monteiro-Riviere, N. A., Van Miller, J. P., Simon, G., Joiner, R. L., Brooks, J. D. et Riviere, J. E. (2000). Comparative *in vitro* percutaneous absorption of nonylphenol and nonylphenol ethoxylates (NPE-4 and NPE-9) through human, porcine and rat skin. *Toxicology and Industrial Health*, 16(2), 49-57.
- Monteverdi, G. H. et Di Giulio, R. T. (1999). An enzyme-linked immunosorbent assay for estrogenicity using primary hepatocyte cultures from the channel catfish (*Ictalurus punctatus*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 37(1), 62-69.
- Nakada, N., Tanishima, T., Shinohara, H., Kiri, K. et Takada, H. (2006). Pharmaceutical chemicals and endocrine disruptors in municipal wastewater in Tokyo and their removal during activated sludge treatment. *Water Research*, 40(17), 3297-3303.
- Navarro, A., Tauler, R., Lacorte, S. et Barceló, D. (2010). Occurrence and transport of pesticides and alkylphenols in water samples along the Ebro River Basin. *Journal of Hydrology*, 383(1-2), 18-29.
- Nomura, S., Daidoji, T., Inoue, H. et Yokota, H. (2008). Differential metabolism of 4-n- and 4-tert-octylphenols in perfused rat liver. *Life Sciences*, 83(5-6), 223-228.
- Nordemann Jensen, P., Boutrup, S., Van der Bijl, L., Svendsen, L. M., Grant, R., Wiberg-Larsen, P.,...Dahlgren, K. (2010). *Aquatic environments and nature 2009*. Repéré à <http://www.dmu.dk/Pub/FR806.pdf>
- Norwegian Institute for Water Research (NIVA). (2001). *Biodegradation of 4- tert butylphénol, ready biodegradability: Evaluation of the aerobic biodegradability in aqueous medium, manometric respirometry test, OECD 301F*. Oslo, Norvège : auteur.
- Office fédéral de l'environnement (OFEV). (2016). Octylphénol, nonylphénol. Repéré à <https://www.bafu.admin.ch/bafu/fr/home/themes/produits-chimiques/info-specialistes/produits-chimiques--dispositions-et-procedures/octylphenol--nonylphenol.html>
- Olivier, M. (2015). *Chimie de l'environnement*. Longueuil, Québec : Lab Éditions.
- Olsen, C. M., Meussen-Elholm, E. T. M., Hongslo, J. K., Stenersen, J. et Tollefsen, K.-E. (2005). Estrogenic effects of environmental chemicals: An interspecies comparison. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 141(3), 267-274.



- Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE). (1995). *Phenol, 4-(1,1,3,3-tetramethylbutyl) CAS n°: 140-66-9*. Repéré à <http://www.inchem.org/documents/sids/sids/140669.pdf>
- Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE). (2000). *P-tert-butylphenol CAS n° : 98-54-4*. Repéré à <http://www.inchem.org/documents/sids/sids/98544.pdf>
- OSPAR Commission. (2006). Octylphenol. Repéré à <https://www.ospar.org/documents?v=7031>
- OSPAR Commission. (s. d.). List of substances of possible concern. Repéré à <https://www.ospar.org/work-areas/hasec/chemicals/possible-concern/list>
- Pait, A. S. et Nelson, J. O. (2003). Vitellogenesis in male *Fundulus heteroclitus* (killifish) induced by selected estrogenic compounds. *Aquatic Toxicology*, 64(3), 331-342.
- Parlement européen et Conseil de l'Union européenne. (2000). Directive 2000/60/EC of the European parliament and of the council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. Repéré à <http://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj>
- Pedersen, S. N., Christiansen, L. B., Pedersen, K. L., Korsgaard, B. et Bjerregaard, P. (1999). *In vivo* estrogenic activity of branched and linear alkylphenols in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Science of the Total Environment*, 233(1-3), 89-96.
- Pedersen, R. T. et Hill, E. M. (2000a). Biotransformation of the xenoestrogen 4-tert-octylphenol in hepatocytes of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Xenobiotica*, 30(9), 867-879.
- Pedersen, R. T. et Hill, E. M. (2000b). Identification of novel metabolites of the xenoestrogen 4-tert-octylphenol in primary rat hepatocytes. *Chemical-Biological Interactions*, 128(3), 189-209.
- Pedersen, R. T. et Hill, E. M. (2002). Tissue distribution and depuration of 4-tert-octylphenol residues in the cyprinid fish, *Scardinius erythrophthalmus*. *Environmental Science and Technology*, 36(15), 3275-3283.
- Petrovic, M., Fernandez-Alba, A. R., Borrull, F., Marcé, R. M., Gonzalez, M. E. et Barceló, D. (2002). Occurrence and distribution of nonionic surfactants, their degradation products, and linear alkylbenzene sulfonates in coastal waters and sediments in Spain. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21(1), 37-46.
- Petrovic, M., Lacorte, S., Viana, P. et Barceló, D. (2002). Pressurized liquid extraction followed by liquid chromatography-mass spectrometry for the determination of alkylphenolic compounds in river sediment. *Journal of Chromatography A*, 959(1-2), 15-23.
- Porter, A. J. et Hayden, N. J. (2008). *Nonylphenol in the environment: A Critical review*. Repéré à <https://pdfs.semanticscholar.org/4827/ff31f37a823c895164fee9a726da8659e28e.pdf>
- Priac, A., Morin-Crini, N., Druart, C., Gavaille, S., Bradu, C., Lagarrigue, C.,...Crini, G. (2014). Alkylphenol and alkylphenol polyethoxylates in water and wastewater: A review of options for their elimination. *Arabian Journal of Chemistry*, 10(2), 3749-3773.

- Quednow, K. et Püttmann, W. (2008). Endocrine disruptors in freshwater streams of Hesse, Germany: Changes in concentration levels in the time span from 2003 to 2005. *Environmental Pollution*, 152(2), 476-483.
- Quiros, L., Céspedes, R., Lacorte, S., Viana, P., Raldua, D., Barceló, D. et Pina, B. (2005). Detection and evaluation of endocrine-disruption activity in water samples from Portuguese rivers. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24(2), 389-395.
- Ra, J. S., Oh, S. Y., Lee, B. C. et Kim, S. D. (2008). The effect of suspended particles coated by humic acid on the toxicity of pharmaceuticals, estrogens, and phenolic compounds. *Environment International*, 34(2), 184-192.
- Rasmussen, T. H., Andreassen, T. K., Pedersen, S. N., Van der Ven, L. T., Bjerregaard, P. et Korsgaard, B. (2002). Effects of waterborne exposure of octylphenol and oestrogen on pregnant viviparous eelpout (*Zoarces viviparus*) and her embryos in ovario. *Journal of Experimental Biology*, 205(24), 3857-3876.
- Rasmussen, T. H. et Korsgaard, B. (2004). Estrogenic octylphenol affects seminal fluid production and its biochemical composition of eelpout (*Zoarces viviparus*). *Comparative Biochemistry and Physiology-Part C: Toxicology and Pharmacology*, 139(1-3), 1-10.
- Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*, DORS/2000-107.
- Règlement sur les effluents des systèmes d'assainissement des eaux usées*, DORS/2012-139.
- Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées*, RLRQ, c. Q-2, r. 34.1.
- Remberger, M., Kaj, L., Cousins, A. P., Sternbeck, J., Kvernes, E. et Brorström-Lundén, E. (2003). Screening tertiary butylphenols, methylphenols, and long-chain alkylphenols in the Swedish environment. Stockholm, Suède : IVL Swedish Environmental Research Institute.
- Robinson, C. D., Brown, E., Craft, J. A., Davies, I. M. et Moffat, C. F. (2004). Effects of prolonged exposure to 4-tert-octylphenol on toxicity and indices of oestrogenic exposure in the sand goby (*Pomatoschistus minutus*, Pallas). *Marine Environmental Research*, 58(1), 19-38.
- Routledge, E. J., Sheahan, D., Desbrow, C., Brighty, G. C., Waldock, M. et Sumpter, J. P. (1998). Identification of estrogenic chemicals in STW effluents: 2. In vivo responses in trout and roach. *Environmental Science and Technology*, 32(11), 1559-1565.
- Routledge, E. J. et Sumpter, J. P. (1997). Structural features of alkylphenolic chemicals associated with estrogenic activity. *The Journal of Biological Chemistry*, 272(6), 3280-3288.
- Rudel, R. A., Dodson, R. E., Perovich, L. J., Morello-Frosch, R., Camann, D. E., Zuniga, M. M.,...Brody, J. G. (2010). Semivolatile endocrine-disrupting compounds in paired indoor and outdoor air in two northern California communities. *Environmental Science and Technology*, 44(17), 6583-6590.
- Ruel, S. M., Choubert, J.-M., Ginestet, P. et Coquery, M. (2008). Semi-quantitative analysis of a specific database on priority and emerging substances in wastewater and sludge. *Water Science and Technology*, 57(12), 1935-1944.

- Saito, I., Onuki, A. et Seto, H. (2004). Indoor air pollution by alkylphenols in Tokyo. *Indoor Air*, 14(5), 325-332.
- Sakuyama, H., Endo, Y., Fujimoto, K. et Hatano, Y. (2003). Oxidative degradation of alkylphenols by horseradish peroxidase. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 96(3), 227-231.
- Salapasidou, M., Samara, C. et Voutsas, D. (2011). Endocrine disrupting compounds in the atmosphere of the urban area of Thessaloniki, Greece. *Atmospheric Environment*, 45(22), 3720-3729.
- Sanchez-Avila, J., Bonet, J., Velasco, G. et Lacorte, S. (2009). Determination and occurrence of phthalates, alkylphenols, bisphenol A, PBDEs, PCBs and PAHs in an industrial sewage grid discharging to a municipal wastewater treatment plant. *Science of The Total Environment*, 407(13), 4157-4167.
- Santé Canada. (2015). *Liste critique des ingrédients*. Repéré à [https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/migration/hc-sc/cps-spc/alt\\_formats/pdf/cosmet-person/hot-list-critique/hotlist-liste-fra.pdf](https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/migration/hc-sc/cps-spc/alt_formats/pdf/cosmet-person/hot-list-critique/hotlist-liste-fra.pdf)
- Scharf, S., Sattelberger, R. et Lorbeer, G. (1999a). Hormonell wirksame substanzen im zu- und ablauf von kläranlagen: BE-151. Vienne, Autriche : Federal Environment Office.
- Scharf, S., Sattelberger, R. et Lorbeer, G. (1999b). Hormonell wirksame substanzen in fließgewässern: BE- 150. Vienne, Autriche : Federal Environment Office.
- Segner, H., Carroll, K., Fenske, M., Janssen, C. R., Maack, G., Pascoe, D.,...Wenzel, A. (2003). Identification of endocrine-disrupting effects in aquatic vertebrates and invertebrates: Report from the European IDEA project. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 54(3), 302-314.
- Seki, M., Yokoat, H., Maeda, M., Tadokoro, H. et Kobayashi, K. (2003). Effects of 4- nonylphenol and 4-tert-octylphenol on sex differentiation and vitellogenin induction in medaka (*Oryzias latipes*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22(7), 1507-1516.
- Servos, M. R. (1999). Review of the aquatic toxicity, estrogenic responses and bioaccumulation of alkylphenols and alkylphenol polyethoxylates. *Water Quality Research Journal of Canada*, 34(1), 123-177.
- Servos, M. R., Maguire, R. J., Bennie, D. T., Lee, H.-B., Cureton, P. M., Davidson, N.,...Rawn, D. F. K. (2000). *Canadian Environmental Protection Act: Priority substances list supporting document for the environmental assessment of nonylphénol and its ethoxylates*. Hull, Québec : Ministère de l'Environnement.
- Servos, M. R., Maguire, R. J., Bennie, D. T., Lee, H.-B., Cureton, P. M., Davidson, N.,...Rawn, D. F. K. (2003). An ecological risk assessment of nonylphenol and its ethoxylates in the aquatic environment. *Human and Ecological Risk Assessment*, 9(2), 569-587.
- Sharma, V. K., Anquandah, G. A. K., Yngard, R. A., Kim, H., Fekete, J., Bouzek, K.,...Golovko, D. (2009). Nonylphenol, octylphenol, and bisphenol-A in the aquatic environment: A review on occurrence, fate, and treatment. *Journal of Environmental Science and Health*, 44(5), 423-442.
- Shioda, T. et Wakabayashi, M. (2000). Evaluation of reproductivity of medaka (*Oryzias latipes*) exposed to chemicals using a 2-week reproduction test. *Water Science and Technology*, 42(7-8), 53-60.

- Sims, I. et Whitehouse, P. (1998). *The acute toxicity of 4-octylphenol to nymphs of the freshwater shrimp Gammarus pulex*. (Rapport technique, non-publié). Swindon, Royaume-Uni : WRC/Environment Agency.
- Snyder, S. A., Keith, T. L., Verbrugge, D. A., Snyder, E. M., Gross, T. S., Kannan, K. et Giesy, J. P. (1999). Analytical methods for detection of selected estrogenic compounds in aqueous mixtures. *Environmental Science and Technology*, 33(16), 2814-2820.
- Soares, A., Guieysse, B., Jefferson, B., Cartmell, E. et Lester, J. N. (2008). Nonylphenol in the environment: A critical review on occurrence, fate, toxicity and treatment in wastewaters. *Environment International*, 34(7), 1033-1049.
- Sonnenschein, C. et Soto, A. M. (1998). An updated review of environmental estrogen and androgen mimics and antagonists. *Journal of Steroid Biochemistry and Molecular Biology*, 65(1-6), 143-150.
- Soulier, C. (2012). *Présence et devenir des alkylphénols, de leurs dérivés et des composés pharmaceutiques dans les effluents* (Thèse de doctorat, Université Bordeaux, Bordeaux, France). Repéré à [http://ori-oai.u-bordeaux1.fr/pdf/2012/SOULIER\\_CORALIE\\_2012.pdf](http://ori-oai.u-bordeaux1.fr/pdf/2012/SOULIER_CORALIE_2012.pdf)
- Stachel, B., Ehrhorn, U., Heemken, O.-P., Lepom, P., Reincke, H., Sawal, G. et Theobald, N. (2003). Xenoestrogens in the River Elbe and its tributaries. *Environmental Pollution*, 124(3), 497-507.
- Stalmans, M., Matthijs, E., Weeg, E. et Morris, S. (1993). The environmental properties of glucose amide: A new non-ionic surfactant. *SÖFW-Journal*, 119(13), 795-808.
- Staples, C. A., Naylor, C. G., Williams, J. B. et Gledhill, W. E. (2001). Ultimate biodegradation of alkylphenol ethoxylate surfactants and their biodegradation intermediates. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20(11), 2450-2455.
- Substitution Support Portal (SUBSPORT). (2013). *SUBSPORT specific substances alternatives assessment: Nonylphenols and nonylphenol ethoxylates*. Repéré à <http://www.subsport.eu/wp-content/uploads/data/nonylphenol.pdf>
- Toft, G. et Baatrup, E. (2003). Altered sexual characteristics in guppies (*Poecilia reticulata*) exposed to 17 $\beta$ -estradiol and 4-tert-octylphenol during sexual development. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 56(2), 228-237.
- Toxicology Data Network (TOXNET). (2002). 4-(1,1,3,3-tetramethylbutyl)phenol. Repéré à <https://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search2/r?dbs+hsdb:@term+@rn+@rel+140-66-9>
- Tsuda, T., Takino, A., Kojima, M., Harada, H., Muraki, K. et Tsuji, M. (2000). 4-nonylphenols and 4-tert-octylphenol in water and fish from rivers flowing into Lake Biwa. *Chemosphere*, 41(5), 757-762.
- Tsuda, T., Takino, A., Muraki, K., Harada, H. et Kojima, M. (2001). Evaluation of 4-nonylphenols and 4-tert-octylphenol contamination of fish in rivers by laboratory accumulation and excretion experiments. *Water Research*, 35(7), 1786-1792.

- United States Environmental Protection Agency (US EPA). (2005). *Aquatic life ambient water quality criteria: Nonylphenol*. Repéré à <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/P1004WZW.TXT?ZyActionD=ZyDocument&Client=EPA&Index=2000+Thru+2005&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMethod=1&TocRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&IntQFieldOp=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=&File=D%3A%5Czyfiles%5CIndex%20Data%5C00thru05%5Ctxt%5C00000021%5CP1004WZW.txt&User=ANONYMOUS&Password=anonymous&SortMethod=h%7C-&MaximumDocuments=1&FuzzyDegree=0&ImageQuality=r75g8/r75g8/x150y150g16/i425&Display=hpfr&DefSeekPage=x&SearchBack=ZyActionL&Back=ZyActionS&BackDesc=Results%20page&MaximumPages=1&ZyEntry=1&SeekPage=x&ZyPURL>
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). (2012). *Sustainable futures/P2 framework manual 2012 EPA-748-B12-001: 7. Estimating persistence, bioaccumulation, and toxicity using the PBT profiler*. Repéré à <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-05/documents/07.pdf>
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). (2014). *TSCA work plan for chemicals assessments: 2014 update*. Repéré à [https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-02/documents/tsca\\_work\\_plan\\_2014\\_update\\_tables.pdf](https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-02/documents/tsca_work_plan_2014_update_tables.pdf)
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). (2017). National recommended water quality criteria: Aquatic life criteria table. Repéré à <https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-aquatic-life-criteria-table#table>
- Van den Belt, K., Verheyen, R. et Witters, H. (2003). Comparison of vitellogenin responses in zebrafish and rainbow trout following exposure to environmental estrogens. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 56(2), 271-281.
- Van den Berg, M., Sanderson, T., Kurihara, N. et Katayama, A. (2003). Role of metabolism in the endocrine-disrupting effects of chemicals in aquatic and terrestrial systems. *Pure and Applied Chemistry*, 75(11-12), 1917-1932.
- Van Ry, D. A., Dachs, J., Gigliotti, C. L., Brunciak, P. A., Nelson, E. D. et Eisenreich, S. J. (2000). Atmospheric seasonal trends and environmental fate of alkylphenols in the lower Hudson River Estuary. *Environmental science and technology*, 34(12), 2410-2417.
- Vethaak, A. D., Lahr, J., Schrap, S. M., Belfroid, A. C., Rijs, G. B. J., Gerritsen, A.,...de Voogt, P. (2005). An integrated assessment of estrogenic contamination and biological effects in the aquatic environment of The Netherlands. *Chemosphere*, 59(4), 511-524.
- Waern, F. (2000). *Risk assessment of alkylphenol and alkylphenol ethoxylate exposure, with focus on octylphenol and butylphenol*. Stockholm, Suède : Institute of Environmental Medicine, Karolinska Institutet.
- Wagner, M. et Nicell, J. A. (2002). Detoxification of phenolic solutions with horseradish peroxidase and hydrogen peroxide. *Water Research*, 36(16), 4041-4052.
- Walsh, G. E., McLaughlin, L. L., Yoder, M. J., Moody, P. H., Lores, E. M., Forester, J. et Wessinger-Duvall, P. B. (1988). *Minutocellus polymorphus*: A new marine diatom for use in algal toxicity tests. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 7(11), 925-929.

- Warhurst, A. M. (1995). *An environmental assessment of alkylphenol ethoxylates and alkylphenols*. Repéré à [https://friendsoftheearth.uk/sites/default/files/downloads/ethoxylates\\_alkylphenols.pdf](https://friendsoftheearth.uk/sites/default/files/downloads/ethoxylates_alkylphenols.pdf)
- Wenzel, A., Schäfers, C., Vollmer, G., Michna, H. et Diel, P. (2001). *Research efforts towards the development and validation of a test method for the identification of endocrine disrupting chemicals*. (Numéro de rapport : B6-7920/98/000015). Repéré à <https://www.ime.fraunhofer.de/content/dam/ime/de/documents/AE/EU-test%20methods%20endocrine%20B6-7920-98-000015%20Final.pdf>
- White, R., Jobling, S., Hoare, S. A., Sumpter, J. P. et Parker, M. G. (1994). Environmentally persistent alkylphenolic compounds are estrogenic. *Endocrinology*, 135(1), 175-182.
- Williams, T. (2006). *Élimination virtuelle de la pollution résultant du rejet des substances toxiques*. Repéré à <https://lop.parl.ca/content/lop/ResearchPublications/prb0626-f.pdf>
- Wu, Z., Zhang, Z., Chen, S., He, F., Fu, G. et Liang, W. (2007). Nonylphenol and octylphenol in urban eutrophic lakes of the subtropical China. *Fresenius Environmental Bulletin*, 16(13), 227-234.
- Xu, Y., Luo, F., Pal, A., Gin, K. Y.-H. et Reinhard, M. (2011). Occurrence of emerging organic contaminants in a tropical urban catchment in Singapore. *Chemosphere*, 83(7), 963-969.
- Yim, B., Yoo, Y. et Maeda, Y. (2003). Sonolysis of alkylphenols in aqueous solution with Fe(II) and Fe(III). *Chemosphere*, 50(8), 1015-1023.
- Ying, G.-G. et Kookana, R. (2003). Degradation of five selected endocrine-disrupting chemicals in seawater and marine sediment. *Environmental Science and Technology*, 37(7), 1256-1260.
- Ying, G.-G., Williams, B. et Kookana, R. (2002). Environmental fate of alkylphenols and alkylphenol ethoxylates: A review. *Environment International*, 28(3), 215-226.
- Yu, Y., Zhai, H., Hou, S. et Sun, H. (2009). Nonylphenol ethoxylates and their metabolites in sewage treatment plants and rivers of Tianjin, China. *Chemosphere*, 77(1), 1-7.
- Zgheib, S. (2009). *Flux et sources des polluants prioritaires dans les eaux urbaines en lien avec l'usage du territoire* (Thèse de doctorat, École des Ponts ParisTech, Paris, France). Repéré à <https://pastel.archives-ouvertes.fr/pastel-00554932/document>
- Zhang, Y.-Z., Song, X.-F., Kondoh, A., Xia, J. et Tang, C.-Y. (2011). Behavior, mass inventories and modeling evaluation of xenobiotic endocrine-disrupting chemicals along an urban receiving wastewater river in Henan Province, China. *Water Research*, 45(1), 292-302.
- Zhao, J.-L., Ying, G.-G., Wang, L., Yang, J.-F., Yang, X.-B., Yang, L.-H. et Li, X. (2009). Determination of phenolic endocrine disrupting chemicals and acidic pharmaceuticals in surface water of the Pearl Rivers in South China by gas chromatography-negative chemical ionization-mass spectrometry. *Science of the Total Environment*, 407(2), 962-974.
- Zou, E. et Fingerman, M. (1999). Effects of exposure to diethyl phthalate, 4-(tert)-octylphenol, and 2,4,5-trichlorobiphenyl on activity of chitinase in the epidermis and hepatopancreas of the fiddler crab, *uca pugilator*. *Comparative Biochemistry and Physiology-Part C: Toxicology and Pharmacology*, 122(1), 115-120.